

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CRISTHIANE ANETE NEIVERTH

**LIXIVIAÇÃO DE NPK E ATRAZINA EM COLUNAS
INDEFORMADAS DE SOLOS DE DIFERENTES
PEDOSSEQUÊNCIAS NO PARANÁ**

**CURITIBA
2009**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CRISTHIANE ANETE NEIVERTH

**LIXIVIAÇÃO DE NPK E ATRAZINA EM COLUNAS
INDEFORMADAS DE SOLOS DE DIFERENTES
PEDOSSEQUÊNCIAS NO PARANÁ**

**Dissertação apresentada como requisito
parcial à obtenção do grau de Mestre em
Ciência do Solo, Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo, Setor de
Ciências Agrárias da Universidade
Federal do Paraná.**

Orientador: Dr. Renato A. Dedeczek, PhD.

**Co-orientador: Dr. Gustavo Ribas Curcio
Prof^a. Nerilde Favaretto, PhD**

**CURITIBA
2009**

A minha querida vovó Eunice,
pelo amor que sempre me dedicou.
(*In memoriam*)

“Eis que envio um anjo diante de ti,
para que te guarde neste caminho.”
Êxodo, 23 : 20.

AGRADECIMENTOS

A Deus, meu fiel amigo.

Aos meus pais Eros e Izabel, pela dignidade e por acreditaram em mim e sempre apoiarem minhas escolhas, mesmo diante das adversidades fomos cúmplices e acima de tudo amigos.

A minha irmã Claudia e meu cunhado Marcos, pelo apoio irrestrito e por acreditaram em mim e sempre apoiaram minhas escolhas.

Ao Prof. Dr. Renato Dedeczek, pela paciência, apoio e dedicação, pelo exemplo de superação e por fazer-me acreditar que tudo tem um recomeço.

Ao Dr. Gustavo Ribas Curcio, pela amizade, co-orientação e sugestões de grande importância.

A amiga Rosi pela amizade e apoio incondicional.

Ao colega Fabrício pela ajuda nas análises cromatográficas.

Aos colegas, Claudia, Paula e Onécimo do Laboratório da Embrapa Florestas, pela grande ajuda na condução do experimento e desenvolvimento das atividades de laboratório, meu eterno agradecimento por tudo o que aprendi com eles.

A Luziane Franciscon e ao Eder Borges da Silva pela grande ajuda na parte estatística.

A EMBRAPA Florestas, pela assistência técnica do Dr. Renato e a estrutura física necessária para o desenvolvimento do trabalho.

A amiga Simone pelos bons momentos, por me escutar e aceitar-me como sou.

E a todos os colegas do mestrado, os amigos da Embrapa que encontrei e reencontrei.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE FOTOS.....	XIII
LISTA DE FIGURAS.....	XIV
LISTA DE GRÁFICOS.....	XV
RESUMO.....	XVIII
ABSTRACT.....	XX
INTRODUÇÃO.....	1
REVISÃO DA LITERATURA.....	2
CABECEIRA DE DRENAGEM.....	2
PEDOSSEQUÊNCIA DOS SOLOS ESTUDADOS.....	3
SOLOS.....	4
LIXIVIAÇÃO DE SOLUTO.....	4
ÁGUA.....	5
CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA.....	6
ADSORÇÃO DOS ÍONS PELOS SOLOS.....	6
Nitrogênio.....	6
Fósforo.....	7
Potássio.....	8
Atrazina.....	9
REFERÊNCIAS.....	10
MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	15
CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	15
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	20
CAPÍTULO 1	
CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICO-HÍDRICAS DOS SOLOS DE TRÊS	
PEDOSEQUÊNCIAS NO PARANÁ	
1.1 INTRODUÇÃO.....	21
1.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	25
1.3.1 Pedossequeencia 1.....	25
1.3.2 Pedossequeência 2.....	29

1.3.3 Pedossequência 3.....	33
1.4 CONCLUSÕES.....	37
1.5 REFERÊNCIAS.....	38
CAPÍTULO 2	
LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUÊNCIAS DO ESTADO DO PARANÁ	
2.1 INTRODUÇÃO.....	42
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	44
2.3.1 Solos Não-Hidromórficos.....	44
2.3.2 Solos Semi-Hidromórficos.....	48
2.3.3 Solos Hidromórficos.....	53
2.3.4 Equações com correlações e probabilidades obtidas para os dados de amônia lixiviada.....	58
2.4 CONCLUSÕES.....	60
2.5 REFERENCIAS.....	61
CAPÍTULO 3	
LIXIVIAÇÃO DE FÓSFORO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRES PEDOSSEQUENCIAS DO ESTADO DO PARANÁ	
3.1 INTRODUÇÃO.....	63
3. 2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	66
3.3.1 Solos Não-Hidromórficos.....	66
3.3.2 Solos Semi-Hidromórficos.....	69
3.3.3 Solos Hidromórficos.....	72
3.3.4 Equações das correlações e probabilidades obtidas para os dados de fósforo solúvel (PS) lixiviado.....	76
3.4. CONCLUSÕES.....	77
3.5 REFERENCIAS.....	79
CAPÍTULO 4	
LIXIVIAÇÃO DE POTÁSSIO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUENCIAS DO ESTADO DO PARANÁ	
4.1 INTRODUÇÃO.....	82
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	83
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	84
4.3.1 Solos Não-Hidromórficos.....	84
4.3.2 Solos Semi-Hidromórficos.....	87

4.3.3 Solos Hidromórficos.....	90
4.3.4 Equações das correlações e probabilidades obtidas para os dados de potássio solúvel (KS) lixiviado.....	93
4.4 CONCLUSÕES.....	95
4.5 REFERÊNCIAS.....	96
CAPÍTULO 5	
LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUÊNCIAS DO ESTADO DO PARANÁ	
5.1 INTRODUÇÃO.....	99
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	100
5.2.1 Otimização do método de análise por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC-MS).....	101
5.2.2 Extração por solvente.....	103
5.2.3 Cromatografia gasosa acoplada a Espectrometria de Massas.....	104
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	105
5.3.1 Solos Não-Hidromórficos.....	105
5.3.2 Solos Semi-Hidromórficos.....	108
5.3.3 Solos Hidromórficos.....	110
5.4 CONCLUSÕES.....	114
5.5 REFERÊNCIAS.....	115
CAPÍTULO 6	
MOVIMENTAÇÃO DE NPK EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUÊNCIAS NO ESTADO DO PARANÁ	
6.1 INTRODUÇÃO.....	118
6.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	119
6.2.1 Nitrogênio.....	120
6.2.2 Fósforo.....	120
6.2.3 Potássio.....	120
6.2.4 pH.....	121
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	121
6.3.1 Nitrogênio.....	121
6.3.2 Fósforo.....	128
6.3.3 Potássio.....	134
CONCLUSÃO.....	143
5.5 REFERÊNCIAS.....	144
CONCLUSÕES.....	147
ANEXOS.....	150

ANEXO 1.....	151
DESCRIÇÃO DE PERFIS DE SOLOS.....	151
ANEXO 2.....	167
CROMATOGRAMAS.....	167

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 – PROPRIEDADES QUÍMICAS DA PEDOSSEQUENCIA 1: LATOSSOLO BRUNO 28
Distrófico rúbrico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO
MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3)

TABELA 2 – PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 1: LATOSSOLO 28
BRUNO Distrófico rúbrico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO
MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3)

TABELA 3 – PROPRIEDADES QUÍMICAS DA PEDOSSEQUENCIA 2: LATOSSOLO VERMELHO 32
Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e
hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6)

TABELA 4 – PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DA PEDOSSEQUENCIA 2: LATOSSOLO 32
VERMELHO Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico
gleissólico* (P5) e hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6)

TABELA 5 – PROPRIEDADES QUÍMICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 3: GLEISSOLO MELÂNICO Tb 36
Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térrico (P6), e PLANOSSOLO
HÁPLICO Distrófico arênico* (P9)

TABELA 6 - PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 3: GLEISSOLO 36
MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térrico (P6), e
PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9)

CAPÍTULO 2

TABELA 1 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO 48
LIXIVIADA (QAL) EM (MG) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE
SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 2 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E 48
PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%).....

TABELA 3 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO 53
LIXIVIADA (QAL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE
SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 4 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E 53
PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%).....

TABELA 5 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO 56
LIXIVIADA (QAL) EM (MG) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE
SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 6 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E 57
PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%).....

TABELA 7 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS 59
DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE AMÔNIO LIXIVIADO.....

TABELA 8 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS 60
DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE AMÔNIO LIXIVIA.....

CAPÍTULO 3

TABELA 1 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO 69
LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO
DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 2 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO 71
LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO
DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 3 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO 75
LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO
DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....

TABELA 4 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS 77
DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO.....

TABELA 5 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS 77
DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO.....

CAPÍTULO 4

TABELA 1 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....	87
TABELA 2 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE SUBSUPERFÍCIE.....	90
TABELA 3 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE.....	92
TABELA 4 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE POTÁSSIO (K) LIXIVIADO.....	95
TABELA 5 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE POTÁSSIO (K) LIXIVIADO.....	95

CAPÍTULO 5

TABELA 1 - RESULTADOS DA OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO ANALÍTICO TESTADO PARA A QUANTIFICAÇÃO DA ATRAZINA EM ÁGUA, SENDO ELES: FAIXA, LIMITE DE DETECÇÃO (LD), LIMITE DE QUANTIFICAÇÃO (LQ), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV), RECUPERAÇÃO E LINEARIDADE.....	103
TABELA 2 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR), VAZÃO MÉDIA DAS COLUNAS (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS DE SOLOS NÃO HIDROMORFICOS: LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO, TEXTURA ARGILOSA (P1); LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA MÉDIA (P4) E LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P7).....	108
TABELA 3 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR) DA ATRAZINA, VAZÃO MÉDIA DAS COLUNAS (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA DAS COLUNAS DE SOLOS SEMI HIDROMORFICOS: CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA ARGILOSA (P2); CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA MÉDIA (P5), ARGISSOLO ACIZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P8).....	110
TABELA 4 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR) DA ATRAZINA, VAZÃO MÉDIA DAS COLUNA (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS DE SOLOS HIDROMORFICOS: GLEISSOLO MELÂNICO TB DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARGILOSA (P3); ORGANOSSOLO HÁPLICO “SÁPRICO” TÉRRICO, TEXTURA MÉDIA (P6) E PLANOSSOLO HÁPLICO DISTRÓFICO ARÊNICO, TEXTURA ARENOSA (P9).....	112

CAPÍTULO 6

TABELA 1 – MÉDIA DA ANÁLISE DE pH, REFERENTE A TRÊS REPETIÇÕES DE CADA SOLO, DE DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS: SOLOS NÃO-HIDROMÓRFICOS, SEMI-HIDROMÓRFICOS E HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE (0 – 50 cm) E SUBSUPERFÍCIE (50 – 100 CM).....	121
TABELA 2 - TEORES MÉDIOS DE AMÔNIA ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.....	128
TABELA 3 - TEORES MÉDIOS DE FÓSFORO ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.....	134
TABELA 4 - TEORES MÉDIOS DE POTÁSSIO ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.....	142
TABELA 5 - TEORES MÉDIOS DE NITRATO, FÓSFORO E POTÁSSIO (MG L^{-1}) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUBSUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.....	142

ANEXO

ANEXO 1

TABELA 1 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 1.....	152
--	-----

TABELA 2 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 2.....	153
TABELA 3 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 3.....	155
TABELA 4 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 4.....	157
TABELA 5 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 5.....	159
TABELA 6 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 6.....	160
TABELA 7 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 7.....	161
TABELA 8 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 8.....	163
TABELA 9 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 9.....	165

LISTA DE FOTOS

MATERIAIS E MÉTODOS

FOTO 1 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA (EMBRAPA).....	16
FOTO 2 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA (UEPG).....	16
FOTO 3 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PARANAVAÍ.....	17
FOTO 4 – COLETAS NO CAMPO.....	17
FOTO 5 – CASA DE VEGETAÇÃO.....	18

CAPÍTULO 5

FIGURA 1: PASSAGEM DA SOLUÇÃO AQUOSA.....	102
FIGURA 2 - SECAGEM COM FLUXO DE NITROGÊNIO.....	104
FIGURA 3 - INJEÇÃO DAS AMOSTRAS NO CROMATÓGRAFO GASOSO.....	105

ANEXOS

ANEXO 1

FOTO 1 – PERFIL 1.....	152
FOTO 2 – PERFIL 2.....	152
FOTO 3 – PERFIL 4.....	157
FOTO 4 – PERFIL 5.....	159
FOTO 5 – PERFIL 7.....	162
FOTO 6 – PERFIL 8.....	164
FOTO 7 – PERFIL 9.....	166

LISTA DE FIGURAS**CAPÍTULO 1**

FIGURA 1 – DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS E POSIÇÕES NAS PAISAGENS DOS SOLOS ESTUDADOS.....

23

LISTA DE GRÁFICOS

CAPÍTULO 1

- GRÁFICO 1** – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = 29 POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUENCIA 1: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3).....
- GRÁFICO 2** – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = 33 POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUENCIA 2: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6).....
- GRÁFICO 3** – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = 37 POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUENCIA: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa).....

CAPÍTULO 2

- GRÁFICO 1** – QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS 46 DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....
- GRÁFICO 2** - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE 46 SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....
- GRÁFICO 3** - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE 47 SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....
- GRÁFICO 4** - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS 47 DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....
- GRÁFICO 5** - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS 50 DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....
- GRÁFICO 6** - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE 50 SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....
- GRÁFICO 7** - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS 52 DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....
- GRÁFICO 8** - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE 52 SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....
- GRÁFICO 9** - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE 54 SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....
- GRÁFICO 10** - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE 55 SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO

“Sáprico” térreo (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....

GRÁFICO 11 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DO SOLO HIDROMÓRFICO DE 56
SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....

GRÁFICO 12 - VAZÃO ACUMULADA NA COLUNA DO SOLO HIDROMÓRFICOS DE 56
SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....

CAPÍTULO 3

GRÁFICO 1 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS NÃO 67
HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....

GRÁFICO 2 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS NÃO 69
HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa.....

GRÁFICO 3 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS SEMI 70
HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....

GRÁFICO 4 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS SEMI 71
HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.....

GRÁFICO 5 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS 73
HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térreo (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....

GRÁFICO 6 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DO SOLO 74
HIDROMÓRFICO DE SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.....

CAPÍTULO 4

GRÁFICO 1 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS 85
DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO (P1) E LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO (P4), TEXTURAS ARGILOSAS; LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO (P7), TEXTURA ARENOSA.....

GRÁFICO 2 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS 86
DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO (P1) E LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO (P4), TEXTURAS ARGILOSAS; LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO (P7), TEXTURA ARENOSA.....

GRÁFICO 3 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI 89
HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO (P2) E CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO (P5), TEXTURAS ARGILOSAS; ARGISSOLO ACIZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO (P8), TEXTURA ARENOSA.....

GRÁFICO 4 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI 90
HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO (P2) E CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO (P5), TEXTURAS ARGILOSAS; ARGISSOLO ACIZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO (P8), TEXTURA ARENOSA.....

GRÁFICO 5 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE 92
SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB DISTRÓFICO TÍPICO (P3) E ORGANOSSOLO HÁPLICO “SÁPRICO” TÉRRICO (P6), TEXTURAS ARGILOSAS; PLANOSSOLO HÁPLICO DISTRÓFICO ARÊNICO* (P9), TEXTURA ARENOSA.....

GRÁFICO 6 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DO SOLO HIDROMÓRFICO DE 92
SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO DISTRÓFICO ARÊNICO* (P9), TEXTURA ARENOSA.....

CAPÍTULO 5

GRÁFICO 1 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA (µg/L) NOS SOLOS NÃO-HIDROMORFICOS: 107
LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO, TEXTURA ARGILOSA (P1), LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA MÉDIA (P4) E LATOSSOLO VERMELHO

DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P7).....

GRÁFICO 2 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$) NOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS: 110
CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA ARGILOSA (P2);
CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA MÉDIA (P5); ARGISSOLO
ACINZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P8).....

GRÁFICO 3 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$) NOS SOLOS HIDROMÓRFICOS: 112
GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa (P3); ORGANOSSOLO HÁPLICO
“Sáprico” Tétrico, textura média (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico, textura
arenosa (P9).....

CAPÍTULO 6

GRÁFICO 1 - TEOR DE AMÔNIA NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 126
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA:
A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS
HIDROMÓRFICOS.....

GRÁFICO 2 - TEOR DE AMÔNIA NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 127
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA de 50 A 100 cm, POR GRUPO DE
HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C –
SOLOS HIDROMÓRFICOS.....

GRÁFICO 3 - TEOR DE FÓSFORO SOLÚVEL NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 132
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 cm, POR GRUPO DE HIDROMORFIA:
A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS
HIDROMÓRFICOS.....

GRÁFICO 4 - TEOR DE FÓSFORO NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 136
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA de 50 A 100 CM, POR GRUPO DE
HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C –
SOLOS HIDROMÓRFICOS.....

GRÁFICO 5 - TEOR DE POTÁSSIO SOLÚVEL NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 140
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA:
A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS
HIDROMÓRFICOS.....

GRÁFICO 6 - TEOR DE POTÁSSIO NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS 141
TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA DE 50 A 100 CM, POR GRUPO DE
HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C –
SOLOS HIDROMÓRFICOS.....

ANEXO

ANEXO 2

GRÁFICO 1 – (A) CROMATOGRAMA PARCIAL DA CORRENTE TOTAL DE ÍONS (TIC); (B) 167
CROMATOGRAMA DE MASSA DO FRAGMENTO M/Z 200 DO COMPOSTO ATRAZINA.....

GRÁFICO 2 – (A) ESPECTRO DE MASSA DA ATRAZINA; (B) ESPECTRO MS/MS DA ATRAZINA 168

RESUMO

As deficiências nutricionais do solo, muitas vezes, impedem uma exploração agrícola rentável e, para o aumento da produtividade das culturas, é necessário o uso cada vez maior de adubos e herbicidas. Essa prática pode causar a degradação dos recursos naturais através da lixiviação profunda dos agroquímicos e, conseqüentemente, a poluição dos mananciais. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo determinar a lixiviação de alguns agroquímicos em pedossequências que compõem as cabeceiras de drenagem em diferentes litotipias do estado do Paraná. No estudo foram incluídos solos de diferentes texturas, formados sobre folhelho e arenito, sendo que em cada pedossequência os solos foram separados em três classes de regime hídrico: hidromórficos, semi-hidromórficos e não-hidromórficos. Foram coletadas amostras de solos indeformadas e a granel e colunas indeformadas nestes solos, nas profundidades de 0 a 50 cm e de 50 a 100 cm. Nas amostras a granel foram efetuadas análises de macro e micronutrientes, da acidez atual e potencial, do teor de matéria orgânica e da granulometria. Para as amostras de solos indeformadas foram efetuadas análises físico-hídricas de permeabilidade saturada, densidade global, porosidade total, macro e aeração, curva de retenção de água e água disponível. Na pedossequência 1 foram descritos e amostrados: 1) LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rubrico, 2) CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, 3) GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, texturas argilosas; na pedossequência 2: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, ORGANOSSOLO HÁPLICO "Sáprico" térreo, texturas argilosas; e na pedossequência 3: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico, texturas médias. Nas colunas foram adicionadas quantidades de NPK e atrazina equivalente a adubação recomendada para 5 anos e o volume de água adicionada foi equivalente a um ano de chuvas normais. Foi determinada a quantidade lixiviada de fertilizantes (NPK) e atrazina pelos diferentes solos que compõem as cabeceiras de drenagem, em colunas com estrutura natural. Foram efetuadas análises de variância e estabelecidas correlações para as

características químicas, físico-hídricas e morfológicas dos horizontes dos diferentes solos selecionados e as quantidades de NPK perdidas por lixiviação. A textura do solo e volume de água infiltrado influenciou a quantidade lixiviada de **amônia**, ficando acima do limite estabelecido pelo CONAMA nos solos hidromórficos, principalmente. A carga iônica foi o principal fator para as perdas de P por lixiviação, ficando acima do limite nos solos com menor poder de adsorção, principalmente na camada subsuperficial. As características que influenciaram a vazão da água no solo, também determinaram a quantidade de K perdida por lixiviação, sendo superior ao limite adotado de 20 mg L^{-1} , em quase todos os solos estudados. Já para o herbicida a base de atrazina, as maiores perdas estiveram ligadas à textura do solo, mas superaram os limites estabelecidos em todos os solos estudados, sendo que as maiores perdas estiveram ligadas a solos com textura arenosa.

ABSTRACT

Soil nutrient deficiencies reduced crop productivity and, in order to increase productivity, greater amounts of fertilizers and other agrochemicals need to be used. These practices can cause environment degradation and through deep leaching of agrochemicals lead to surface water pollution. These work objectives were to determine soil adsorption capacity and deep leaching of some agrochemicals in soil occurring in three different water heads in the state of Paraná, Brazil. In this study, areas were included that are located at Embrapa Transferencia de Tecnologia and at UEPG Agronomy Farm in the county of Ponta Grossa, and at a private property in the county of Paranavai, with soils formed on basalt, and sandstone, respectively. Soils of each area were separated by their hydromorphogy classes: non-hydromorphic, semi hydromorphic and hydromorphic. Bulk and undisturbed soil samples and undisturbed soil columns were collected on two depths: 0 to 50 cm and 50 to 100 cm. On soil bulk samples the following analyses were performed: nutrient content, soil acidity, soil carbon content and particle size distribution. On undisturbed soil samples were determined the soil physico-hydric characteristics, such as: saturated permeability, soil bulk density, total-, macro- and micro-porosity, curve of soil water retention and available soil water. At first toposquence, it was described and sampled the following soil classes: red clayey latossol, clayey cambisol and gleysoil; at second toposquence: red clayey latossol, clayey cambisol and organossol; and at third toposquence: red loam latossol, sand/loam argissol and sandy planossol. At every soil column, it was added NPK and atrazine at amounts recommended for five years of cropping and an amount of water equivalent to one year of normal rainfall. In the water leached through the soil columns were determined the amount of NPK and atrazine lost. Particle soil distribution and the amount of water leached through soil columns influenced the amount of nitrate losses, and they were greater than the limits on hydromorphic soils, mostly. Soil ionic charges were the principal factor influencing losses of P by deep drainage, becoming greater than the limits on soil with low soil adsorption capacity, especially on subsoil layers. Soil characteristics that influenced volume of water leached, also influenced the

amount of K losses, being greater than the limit of 20 mg L^{-1} on almost all soils studied. Losses of atrazine were influenced by soil texture, but they were greater than the limits on all soils. Latossols showed lower nitrate content along soil profile, and K and P contents were greater at soil surface to 20 cm depth.

INTRODUÇÃO

As cabeceiras de drenagem em propriedades agrícolas constituem importante interface entre o sistema produtivo e a área destinada à preservação. Atualmente, o uso intensivo do solo na agricultura tem causado uma degradação acelerada dos recursos naturais, inclusive dos mananciais hídricos, através do consumo de fertilizantes químicos, corretivos e agrotóxicos para aumento da produtividade.

Os problemas ambientais no estado do Paraná, particularmente os relacionados à contaminação dos recursos hídricos, em grande parte, estão relacionados ao fenômeno da erosão hídrica. A erosão hídrica, que consiste na desagregação e transporte de sedimentos pela energia da chuva e do escoamento superficial, retira os sedimentos das lavouras, fazendo com que no processo se percam grandes quantidades de sedimentos e nutrientes associados. O transporte de nutrientes pelo escoamento superficial tem sido facilitado pela chamada “agricultura moderna”, uma vez que proporciona concentração de nutrientes crescente no solo, em especial na superfície.

As maiores produtividades nas atividades agropecuárias dependem da ocorrência de chuvas, fator principal da erosão hídrica, por isso todos os solos estão sujeitos a algum tipo de erosão. Se há erosão, portanto, há contaminação. Então se faz necessário que os agricultores e técnicos tenham consciência da necessidade de produção de água limpa, diminuindo o uso agroquímico nas suas propriedades. A exploração incompatível com a capacidade de uso do solo e a localização inadequada de atividades agropecuárias próximo às nascentes d'água, juntamente com a retirada de terraços e ausência de outras práticas conservacionistas, tem causado prejuízos à qualidade da água. O aporte de agroquímicos nas cabeceiras de drenagem, nem sempre preservado, já superou em muito a capacidade de filtro da água por parte destas feições da paisagem.

A erosão hídrica que escorre para as cabeceiras de drenagem alimenta o lençol freático destas feições geomorfológicas, poluindo de acordo com a carga de agroquímicos que carrega. O grau de saturação que se encontram os solos que compõem as cabeceiras de drenagem interfere na maior ou menor capacidade de filtrar poluentes contidos na água da enxurrada.

Os sistemas de produção com agricultura colaboram para o aumento da carga de agroquímicos nas enxurradas, inclusive nos sistemas de plantio direto.

Nos sistemas conservacionistas há a redução elevada de sedimentos na enxurrada, mas nem sempre no volume de água. A água da enxurrada apresenta-se com grande carga de poluentes e, ultimamente, em maior volume pela retirada sistemática dos terraços de contenção. Esgotada a capacidade dos solos que formam as cabeceiras de drenagem de filtrar a água perdida por erosão hídrica, reduzindo-lhe a carga de agroquímicos, muito mais os córregos e rios terão sua carga de poluentes aumentada.

Concomitante ao papel desempenhado pelas matas ciliares, deve-se ter cuidados extremos com as cabeceiras de drenagem, onde normalmente todos os fluxos de água livre têm origem. O processo de conservação dos solos e da água é de interesse de toda a sociedade, não podendo responsabilizar apenas o usuário da terra pela preservação destes recursos naturais.

Este trabalho teve como objetivo geral determinar a lixiviação de NPK e atrazina e a capacidade de adsorção de fertilizantes (NPK) dos solos que compõem pedossequências em cabeceiras de drenagem em três diferentes litotipias do estado do Paraná. Nos objetivos específicos avaliou-se: 1) identificar e descrever os solos que compõem as cabeceiras de drenagem em três diferentes litotipias selecionadas (arenitos e folhelhos), separando-os em três classes de regime hídrico: hidromórficos, semi-hidromórficos e não-hidromórficos; 3) relacionar as características físico-hídricas e químicas dos solos e regime hídrico com a capacidade de redução da carga de alguns agroquímicos na água de percolação. Com os resultados obtidos espera-se conseguir identificar o regime hídrico e a classe textural que apresenta maior capacidade de filtragem dos agroquímicos estudados, e conseqüentemente, qual cabeceira de drenagem apresenta menor susceptibilidade à contaminação dos recursos hídricos.

REVISÃO DA LITERATURA

CABECEIRA DE DRENAGEM

Na literatura, o termo cabeceira de drenagem recebe várias denominações como bacia de ordem zero, microbacia, vale não canalizado, cabeceira de vale, concavidade, rampa, entre outros (PAISANI, 2006).

Nos últimos anos, embora ainda insuficientes, as cabeceiras de drenagem têm recebido atenção de estudos hidrológicos em diferentes países, inclusive no Brasil, visando compreender os processos responsáveis pela inicialização de canais hidrográficos e desenvolvimento de incisões erosivas (CAMARGO, 1998; PAISANI e OLIVEIRA, 1999; PAISANI, 2002).

KIRKBY (1994) sugere que o espaçamento entre canais de cabeceiras de drenagem está relacionado, ao menos em parte, com o balanço entre os processos de encosta e, no canal, com o transporte de água e sedimentos. Tratando-se, portanto, de uma feição morfológica que se relaciona com a magnitude e frequência dos eventos climáticos, especialmente os pluviométricos.

A gênese e a evolução de cabeceiras de drenagem é uma questão em aberto e varia conforme as características geológicas e climáticas de cada região. Pouco se conhece sobre a dinâmica dos aquíferos subterrâneos no domínio das cabeceiras de drenagem, apesar deste conhecimento ser fundamental para o entendimento dos processos geomorfológicos (PAISANI et al, 2006).

Nos dias atuais o que prevalece nas cabeceiras de drenagem é uma paisagem regional instável e heterogênea. Submetida as mudanças ambientais cada vez mais rápidas e altas taxas de deposição, nas encostas e fundos de vales fluviais. O que, por sua vez, tendem a potencializar a vulnerabilidade das encostas, tornando-as mais suscetíveis ao desencadeamento de processos erosivos de alta magnitude, intensificando a ocorrência de desastres naturais relacionados à água (PAISANI et al, 2006; SATO et al, 2007).

PEDOSSEQUÊNCIA DOS SOLOS ESTUDADOS

Uma pedossequência pode ser denominada de uma sucessão de solos que ocorre ao longo de uma vertente (UEPG, 2006). A classificação de um solo é feita de forma mais compreensível quando se conhecem as variações e características do local.

No estudo das pedossequências de cabeceiras de drenagem, os solos são diferenciados de acordo com o processo de formação, assumindo características distintas importantes, sobretudo, pelo regime hídrico. Num mesmo material de origem, os solos apresentam variações dependendo do relevo, influenciando a distribuição da água, no clima e na vegetação natural. Para as regiões estudadas é

comum identificar solos muito evoluídos, mais distantes da surgência hídrica, tais como Latossolos até Organossolos, acumulando ou mesmo perfazendo a zona de surgência.

SOLOS

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, coordenado pela EMBRAPA-CNPS, classifica os solos por seus horizontes e atributos diagnósticos, sendo que a denominação desses solos visa, além de agrupar indivíduos semelhantes, fornecer informações relativas á sua utilização.

Classificar um solo, entretanto, não é tarefa fácil, pois eles formam um meio contínuo ao longo do relevo, sendo que a passagem lateral de um tipo a outro se faz de forma gradual, o que dificulta em muito a colocação de um limite entre vários tipos (TEIXEIRA, 2001).

Segundo EMBRAPA (1984), o solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos. Formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta. Contém matéria viva e pode ser vegetado na natureza onde ocorrem e eventualmente, terem sido modificados por interferências antrópicas. Para PREVEDELLO (1996), o solo pode ser assumido como um sistema multicomponente, integrado pelas fases sólida, líquida e gasosa. Essas duas últimas são complementares: a máxima presença de uma implica na ausência da outra.

LIXIVIAÇÃO DE SOLUTOS

A lixiviação pode ser definida como a extração dos constituintes químicos do solo pela ação de um fluido percolante. Estudos de lixiviação que avaliam alterações químicas e físicas são importantes para a compreensão da dinâmica dos nutrientes no sistema solo, servindo como subsídios para os estudos que visam à utilização racional dos fertilizantes e os seus impactos ambientais.

A lixiviação consiste no transporte vertical de íons no perfil do solo para camadas profundas. Ela é influenciada pelo fluxo descendente de água, pela concentração iônica da solução do solo (ERNANI e BARBER, 1993) e sucessivas

reações de atração dos íons pelos componentes da fase sólida durante o processo de descida.

O entendimento dos processos de transporte no solo de fertilizantes, herbicidas e pesticidas auxilia na redução da lixiviação para as camadas subsuperficiais. De acordo com (SINGH e KANWAR, 1995) quando os fertilizantes são deslocados para partes inferiores do perfil do solo acarretam grandes riscos de contaminação para as águas subterrâneas.

Mesmo um ecossistema no estado natural sofre modificações de umidade e temperatura em decorrência de variações climáticas que influenciam os processos físico-químicos e biológicos do solo. Modificando suas características como a umidade do solo, teor e composição da matéria orgânica, complexo argilo-húmico, capacidade de troca catiônica e lixiviação de nutrientes. Desta forma, a contaminação por nitrato e pesticidas tem-se tornado um sério problema ambiental. Visto que áreas agrícolas possuem diferentes graus de exploração e potencial de poluição do lençol freático, dependendo do tipo de solo, geologia, clima e, em especial o manejo das práticas agrícolas (SINGH e KANWAR, 1995).

ÁGUA

A água é um recurso natural finito e a sua distribuição, tanto em quantidade como em qualidade, é um dos principais fatores limitantes do desenvolvimento das cidades. Apesar disso, o crescimento urbano e agrícola desordenado tem ocasionado vários reflexos negativos na qualidade das águas, gerando altos custos econômicos e sociais (ANDREOLI et al., 2000).

A poluição das águas tem como origem diversas fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos e industriais e as cargas agrícolas. Cada uma dessas fontes apresenta características particulares quanto aos poluentes que carregam. Essas fontes são associadas ao tipo de uso e ocupação do solo e variam em função do desenvolvimento local da região (MACIEL, 2000). Dessa forma, a qualidade da água é função do uso e da ocupação do solo em uma cabeceira de drenagem associada a outros fatores como clima, cobertura vegetal e topografia (ARCOVA et al., 1997). A ocupação desordenada das áreas de cabeceiras pela agricultura no Brasil, sem considerar aspectos como a conservação do solo e a manutenção das matas ciliares, têm se caracterizado por causar grandes impactos

ambientais. As conseqüências dessa ocupação desordenada são geralmente caracterizadas pelo assoreamento e a depreciação da água nos mananciais.

CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA

O movimento e o transporte de nutrientes e sedimentos em cabeceiras de drenagem ainda não são bem compreendidos nos dias de hoje, sendo o uso das terras agricultáveis uma das principais causas de poluição destas fontes (CHAUBEY et al, 2007). O estado de Ohio, nos Estados Unidos, é conhecido pelos elevados níveis de poluentes nas águas sendo que uma das principais fontes é a agricultura (PRASAD et al, 2005).

Segundo BERNOT et al (2006) a agricultura é uma das principais fontes de poluição na superfície das águas de cabeceiras de drenagem nos Estados Unidos, resultando na eutrofização dos ecossistemas aquáticos e na também na crescente falta de oxigênio. A agricultura também influencia as diferentes morfologias e também a concentração de nutrientes. Entender como os nutrientes são transportados e retidos em áreas agricultáveis pode ajudar na redução dos danos causados pelos aumentos de nutrientes que são exportados aos ecossistemas.

O potencial de contaminação da água não está restrito somente ao período posterior a adição do nutriente ou em momentos de alta precipitação pluviométrica. Pois o solo atua como agente tamponante e é capaz de reter nutriente e liberá-los gradativamente a solução do solo. Se estes nutrientes chegarem ao lençol freático, estes passarão a fazer parte da água subterrânea, a qual poderá apresentar valores elevados chegando a causar problemas, não só a saúde humana, mas também ao meio ambiente. A contaminação da água subterrânea torna-se também um problema de contaminação de água superficial, pois a água do subsolo em algum momento aflora a superfície formando nascentes e, conseqüentemente, constituindo os cursos de água de superfície (PIOVESAN, 2006).

ADSORÇÃO DOS ÍONS PELOS SOLOS

Nitrogênio

A contaminação dos recursos hídricos com nitrogênio lixiviados de solos agrícolas é uma preocupação mundial. Quando disponibilizados na solução do solo, são rapidamente deslocados no perfil, na forma de nitrato, o qual é altamente solúvel em água.

Apresenta grande mobilidade no solo e aliada ao aumento na utilização de fertilizantes nitrogenados, gera graves consequências, como a eutrofização de águas superficiais e a contaminação das águas subterrâneas, que na maioria das vezes é a principal fonte de recurso natural para as grandes populações (FRITZSONS et al, 2000). SPALDING et al. (1982) também afirma que a aplicação de quantidades excessivas de fertilizantes nitrogenados tem sido freqüentemente sugerida como a principal fonte de contaminação destas águas.

Segundo NEWBOULD (1989) o consumo de fertilizantes nitrogenados tem aumentado em escala global. No ano de 2000, foi estimado o consumo de 111 – 134 milhões de toneladas sendo que as fontes de nitrogênio rapidamente disponíveis são os sais inorgânicos de amônio, nitrato e uréia. Os adubos nitrogenados se apresentam de várias formas e afetam os valores do pH e a concentração eletrolítica do solo ao redor dos grânulos (SILVA E VALE, 2000).

Anos atrás se acreditava que as perdas por NO_3 fossem muito pequenas pela existência de cargas elétricas negativas que ocorrem no solo. Mas DYNIA (2000) verificou que mesmo os Latossolos apresentam lixiviação de nitrato. Mesmo em solos eletropositivos e com alto teor de argila observou-se que o NO_3 movimenta-se além da zona de exploração radicular da maioria das culturas, alcançando profundidades de até seis metros, acumulando-se.

Altas concentrações de nitrato na água são problemáticas para potabilidade, pois, no corpo humano, o nitrato tem o poder de reduzir a capacidade de transporte de oxigênio do corpo (OWENS, 1994). HUBBARD et al. (1991) afirmam que, que valores acima de 10 mg L^{-1} provocam problemas de saúde em crianças. Desta forma, é importante que se disponha de informações a respeito dos fenômenos físicos e químicos deste nutriente no solo.

Fósforo

Entre os nutrientes presentes nos fertilizantes, o fósforo se constitui em um dos mais limitantes. Às altas taxas de adsorção deste elemento no solo e a busca

pelo aumento da produtividade fazem necessárias aplicações de altas doses deste elemento (LOPES, 1984).

Devido à sua característica de baixa mobilidade, a sua absorção pode ficar ainda mais comprometida em solos compactados, devido ao fato da resistência mecânica do solo reduzir a habilidade das raízes em absorver o fósforo, como é o caso da cultura do milho, presente nas áreas estudadas deste trabalho (FOLONI et al, 2003).

Segundo BERTOL et al (2004), o maior transporte de fósforo ocorre através do escoamento superficial e não o de subsuperfície pelo fato deste elemento ser adsorvido às partículas do solo, tornando-o pouco percolante.

A eutrofização de lagos e represas é um processo de degradação que tem início com a entrada de nutrientes, especialmente N e P, trazidos pela drenagem superficial de áreas agrícolas e por descargas industriais e urbanas não tratadas. A deterioração da qualidade hídrica devido à eutrofização pode causar problemas de saúde pública que resultam em graves perdas econômicas. A prevenção da eutrofização, ou a recuperação de lagos e reservatórios eutrofizados demanda um planejamento adequado e o gerenciamento do manancial a ele associado.

Potássio

Segundo BARBER (1962), o movimento vertical do potássio no solo ocorre fundamentalmente por fluxo de massa. Dependendo das condições, o potássio pode ser carregado para profundidades além daquelas ocupadas pelas raízes, perdendo-se por lixiviação (SANZONOWICZ e MIELNICZUK, 1985).

Para ZANINI (1991), de maneira geral, os locais de maiores concentrações de potássio no solo, coincidiram com os locais de maiores valores de umidade, evidenciando seu caminhamento por fluxo de massa, concordando com MALAVOLTA (1980). A distribuição de potássio no solo correlaciona-se com a distribuição de água no solo.

Em solos com predomínio de cargas variáveis, a concentração de potássio na solução é influenciada, sobretudo, pela liberação do potássio nas formas não-trocáveis e pela reação de adsorção eletrostática (CHEN e GABELMAN, 2000).

Atrazina

A atrazina é um composto de síntese química, registrada em 1958 pela empresa CIBA-GEIGY. O seu uso intensivo e mobilidade nos solos têm contribuído para que este seja um dos pesticidas mais freqüentemente detectados em águas de superfície e subterrâneas, quer na Europa (CEREJEIRA et al., 2003), quer nos Estados Unidos (BOYD, 2001).

Considerado como um contaminante potencial da água em virtude de suas características: alto potencial de escoamento, elevada persistência em solos, hidrólise lenta, baixa pressão de vapor, solubilidade baixa para moderada em água, absorção moderada à matéria orgânica e argila (ATRAZINE, 1993). Além das propriedades apresentadas, a atrazina possui peso molecular igual a 215, 69 g mol⁻¹, é solúvel em alguns solventes orgânicos como acetona, benzeno, clorofórmio, etanol e acetato de etila.

Vários estudos de monitoramento ambiental, em áreas norte-americanas, têm demonstrado a contaminação do solo, águas superficiais e subterrâneas por este produto (KOLPIN et al., 2000). Em alguns desses estudos, a contaminação excede os limites estabelecidos para água potável nos EUA e Europa (STRUTHERS et al., 1998). Dentre eles destacam-se a atrazina, simazina, propazina e ametrizina em uso há mais de 30 anos, que representa 12% (mais de 40.000 toneladas/ano) de todos os pesticidas empregados nos Estados Unidos.

A presença de atrazina em águas subterrâneas americanas é cerca de 10 a 20 vezes mais freqüente do que o segundo contaminante da lista. WAUCHOPE (1987) demonstrou que a atrazina possui alto potencial de contaminação da água subterrânea, mesmo tendo solubilidade moderada, tendo sido detectada em poços nos Estados Unidos localizados em área irrigada, em concentrações que excedem o máximo permitido pelo Ministério da Saúde Americano (BELLUCK et al., 1991).

O Brasil, nas culturas da cana de açúcar e milho, emprega elevadas quantidades de herbicidas triazínicos. Das 150.000 toneladas/ano dos pesticidas consumidos, cerca de 30% são herbicidas. Somente na cultura de cana de açúcar, o consumo excede 20.000 toneladas, o que representa em torno de 13% do total de pesticidas.

Nas regiões onde se faz o uso sem controle da atrazina, há uma grande preocupação da população em geral, das autoridades públicas e da saúde sanitária e ambiental no controle de uma possível contaminação (VASCONCELOS, 2007).

Diante disso, considera-se nos países da Comunidade Européia, como concentração máxima admissível de defensivos, o valor de 0,1 μg do composto por litro da água potável (CARNEY, 1991, WALKER et al, 2000). No Brasil, a portaria do Ministério da Saúde, número 1469, de 29 de Dezembro de 2000, que indica os limites máximos de agrotóxicos permitidos em água, estabelece para a atrazina o valor máximo aceitável de 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2000). O governo americano estabelece o valor máximo admissível de 3,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BAIRD, 2002). A Organização Mundial da Saúde e o CONAMA estabelecem o valor de 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ para a água doce superficial, enquadrados nas classes 1, 2 e 3. Na união Européia, o uso da atrazina foi proibido em 2003 (SASS e COLANGELO, 2006).

REFERÊNCIAS

ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; FERREIRA, A. C. **Avaliação dos níveis de agrotóxicos encontrados na água de abastecimento nas regiões de Curitiba e Londrina**. Revista Técnica da Sanepar: SANARE, 2000.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. **Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmench, Cunha - SP**. Revista do Instituto Florestal de São Paulo, v. 9, n. 2, p. 153 - 170, 1997.

Atrazine Seminar, Ciba-Geigy, Brazilia, v.1, 121 p, 1993.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BARBER, S. A. **A diffusion and mass flow concept of soil nutrient availability**. Soil Science, v. 93, p. 39 - 49, 1962.

BELLUCK, D. A.; BENJAMIN, S. L.; DAWSON, T. **Groundwater contamination by atrazine and its metabolites: Risk assessment, policy, and legal implications**. In L. Somasundaram and J.R. Coats (eds.) **Pesticide Transformation Products: Fate and Significance in the Environment**. American Chemical Society, Washington, DC. 1991.

BERNOT, M. J.; TANK, J. L.; ROYER, T. V.; DAVID, M. B. **Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States**. Freshwater Biology, v. 51, n. 3, p. 499 - 509, 2006.

BERTOL, I., GUADAGNIN, J. C., CASSOL, P. C., AMARAL, A. J., BARBOSA, F. T. **Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural.** Revista Brasileira de Ciência do Solo. v.28, n.3, p. 485 – 494, 2004.

BOYD, C. E. **Parâmetros de qualidade da água: fósforo total.** Revista da ABCC, Recife, v. 3, n. 3, p. 34 – 36, 2001.

BRASIL. **Ministério da Saúde.** Portaria no. 1469, de 29 dez. 2000: norma de qualidade de água para consumo humano. Brasília, 2000.

CAMARGO, G. **Processos de erosão no Centro e Sul do Segundo Planalto Paranaense: evolução de encosta e influencia da erosão subterrânea na expansão de voçorocas.** Florianópolis, 1998. Dissertação (Mestrado em Centro de Filosofia e Ciências Humanas). Universidade Federal de Santa Catarina.

CARNEY, M. **European drinking water standards.** Journal AWWA, v. 83, p. 48 - 55, 1991.

CEREJEIRA, M. J., VIANA, P., BATISTA, S., PEREIRA, T., SILVA, E., VALÉRIO, M. J., SILVA, A., FERREIRA, M.; SILVA-FERNANDES, A. M. **Pesticides in Portuguese surface and ground waters.** Water Research, v. 37, p. 1055 – 1063, 2003.

CHAUBEY, I.; SAHOO, D.; HAGGARD, B. E.; MATLOCK, A. D.; COSTELLO, T. A. **Nutrient retention, nutrient limitation, and sediment-nutrient interactions in a pasture-dominated stream.** Transactions of the Asabe, v. 50, n.1, p. 35 - 44, 2007.

CHEN, J.; GABELMAN, W. **Morphological and physiological characteristics of tomato roots associated with potassium-acquisition efficiency.** Science Horticulture, v. 83, p. 213 -225, 2000.

DYNIA, J. F. **Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo State, Brazil.** Communications Soil Science in Plant Analysis, New York, v. 31, n 5, p. 777 - 791, 2000.

EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação dos Solos (Rio de Janeiro).** Levantamento de Reconhecimento dos solos do Estado do Paraná. Curitiba: EMBRAPA, SNLCS/SUDESUL/IAPAR, 1984. (EMBRAPA-SNLCS, Boletim Técnico, 57).

ERNANI, P. R. e BARBIER, S. A. **Composição da solução do solo e lixiviação de cátions afetados pela aplicação de cloreto e sulfato de cálcio em um solo ácido.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 17, p. 41 - 46, 1993.

FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C.; LIMA, S. L. **Efeito da compactação do solo no desenvolvimento aéreo e radicular de cultivares de milho.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, p. 947 - 955, 2003

FRITZSONS, E.; RIZZI, N. E.; BITTENCOURT, A. V. L.; MANTOVANI, L. E. **Uso da Terra e Contaminação por Nitrogênio numa Bacia Hidrográfica Cárstica**. Boletim Paranaense de Geociências, n. 48, p. 27 – 33, 2000.

HUBBARD, R. K.; LEONARD, R. A.; JOHNSON, A. W. **Nitrate transport on a sandy coastal plain soil underlain by plinthite**. American Society of Agricultural Engineering, v. 34, n. 3, p. 802 - 808, 1991.

KIRKBY, M. J. **Process, models and theoretical Geomorphology**. Chichester: John Wiley & Sons. 1994.

KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLIOM, R. J. **Pesticides in ground water of the United States**. Ground Water, v. 38, p. 858 - 863, 2000.

LOPES, A. S. **Solos sob "cerrado"**: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Potafos, 1984. 162p.

MACIEL Jr., PAULO. **Zoneamento das águas**: um instrumento de gestão dos recursos hídricos. Belo Horizonte: 2000.112p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 1980. 215p.

NEWBOULD, P. **The use of nitrogen fertilizer in agriculture**. Where do we go practically and ecologically? Plant Soil, n. 115, p. 297 - 311, 1989.

OWENS, L. B. **Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water**. In: LAL, R.; STEWART, B.A. ed. Soil processes and water quality. Lewis Publication, p. 137 – 162, 1994.

PAISANI, J. C. **Hidrologia de encosta e desenvolvimento de canais de drenagem**. In: Encontro de geografia, 7., encontro de geografia do sudoeste do Paraná (geografia na contemporaneidade), 1., Francisco Beltrão. Anais. Francisco Beltrão: Unioste, p. 21-23, 2002.

PAISANI, J. C.; OLIVEIRA, M. A. T. **Dinâmica da área de contribuição para a formação de escoamento superficial saturado - cabeceira de drenagem da Colônia Quero-Quero - Palmeira (PR)**. Geociências, v. 18, n. 2, p. 261 - 284, 1999.

PAISANI, J. C.; PONTELLI, M. E.; GEREMIA, F. **Cabeceiras de drenagem da bacia do rio quatorze – formação serra geral (sw do paraná):** distribuição espacial, propriedades morfológicas e controle estrutural. RA` E GA: O Espaço Geográfico em Análise , n. 12, p. 211 - 219, 2006.

PIOVESAN, R. P. **Perdas de Nutrientes Via Subsuperfície em Colunas de Solo sob Adubação Mineral e Orgânica**. Curitiba, 2006. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná.

PRASAD, V. K.; ORTIZ, A.; STINNER, B.; MCCARTNEY, D.; PARKER, J.; HUDGINS, D.; HOY, C.; **Exploring the relationship between hydrologic parameters and nutrient loads using digital elevation model and GIS** - A case study from Sugarcreek Headwaters, Ohio, USA. *Environmental Monitoring And Assessment*, v. 110, n. 1 - 3, p.141 - 169, 2005.

PREVEDELLO, C. L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba, SAEAFS, 1996.

SANZONOWICZ, C. & MIELNICZUK, J. **Distribuição do potássio no perfil de um solo, influenciado pela planta, fontes e métodos de aplicação de adubos**. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 9, p. 45 - 50, 1985.

SASS, J. B.; COLANGELO, A. **European Union bans atrazine, while United States negotiates continued use**. *International Journal of occupational and environmental health*, v. 12, n. 3, p. 260 - 267, 2006.

SATO, A. M.; AVELAR, A. de S.; NETTO COLEHO, A. L. **Hidrologia de encosta numa cabeceira de drenagem com cobertura de eucalipto na bacia do rio Sesmarias: médio vale do rio Paraíba do Sul**. *Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico*, Taubaté, p. 147 – 154, 2007.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. **Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito de calagem e de fontes de nitrogênio**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, p. 2461 - 2471, 2000.

SINGH, P.; KANWAR, R. S. **Simulating NO₃-N transport to subsurface drain flows as affected by tillage under continuous corn using modified RZWQM**. *Transactions of the ASAE*, v. 38, n. 2, p. 499 - 506, 1995.

SPALDING, R.F.; EXNER, M.E.; LINDAU, C.W.; EATON, D.W. **Investigation of sources of groundwater nitrate contamination in the Burbank Wallula area of Washington, USA**. *Journal Hydrology*, n. 58, p. 307 – 324, 1982.

STRUTHERS, J. K.; JAYACHANDRAN, K.; MOORMAN, T. B. **Biodegradation of atrazine by Agrobacterium radiobacter J14 and use of this strain in bioremediation of contaminated soil**. *Applied Environmental Microbiology*, v. 64, p. 3368 - 3375, 1998.

TEIXEIRA, W., TOLEDO, M.C.M., FAIRCHILD, T. R. and TAIOLI, F. 2001. **Decifrando a Terra**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 576 p.

UEPG. **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. (2006)

VASCONCELOS, F. C. W. **Transporte de atrazina influenciado por calagem e adubação fosfatada em ambientes de Latossolos da Bacia do Rio das Mortes (MG)**. Lavras, 2007. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Lavras.

WALKER, A. E.; HOLMAN, R. E.; LEIDY, R. B. **ELISA and GC/MS analysis of pesticide residues in North Carolina.** Journal of the American Water Resources Association, v. 36, p. 67 - 74, 2000.

WAUCHOPE, R. D. **Effects of conservation tillage on pesticide loss with water.** In: LOGAN, T. J.; DAVIDSON, J. M.; BAKER, J. L.; OVERCASH, M. R. (Ed.). **Effects of conservation tillage on groundwater quality.** Chelsea: Lewis Publishers, p. 205 - 215, 1987.

ZANINI, J. R.; BARRETO, A. K. G.; FORATTO, W. N. **Distribuição de fósforo no bulbo molhado, aplicado via fertiirrigação por gotejamento com ácido fosfórico.** Engenharia Agrícola, v. 27, n.1, p. 180 – 193, 2007.

MATERIAIS E MÉTODOS

DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes litotipias do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem (forma radial longitudinal escultural), inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, dentro da área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia (FOTO 1). O clima da região é classificado como Subtropical Cfb, segundo Koppen e a altitude é de 825 metros. A segunda cabeceira de drenagem (forma retilínea lateral estrutural) encontra-se dentro da área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa (FOTO 2), inserida no Arenito do Grupo Itararé, a altitude é de 1040 metros. A terceira cabeceira de drenagem (forma radial) encontra-se no município de Paranavaí, dentro de uma propriedade particular (FOTO 3), inserida no Arenito Caiuá. O clima da região é classificado como Subtropical Úmido Mesotérmico Cfa, segundo Koppen e a altitude é de 390 metros.

CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

Foram coletadas colunas indeformadas de solo nas profundidades de 0 a 50 cm e de 50 a 100 cm. Sendo que cinco (três colunas destinadas ao estudo da lixiviação de NPK e duas colunas ao estudo da lixiviação do herbicida atrazina) em solos de superfície e três colunas em subsuperfície (destinadas ao estudo da lixiviação de NPK). Para cada perfil foram coletadas 8 colunas, somando 24 em cada cabeceira de drenagem, o experimento totalizou 72 colunas. Os tubos de PVC apresentavam 50 cm de altura, 7,5 cm de diâmetro interno e 0,9 cm de espessura de parede. As coletas foram realizadas utilizando-se um aparelho conectado à tomada de força de um trator New Holland TL 75E (FOTO 4).

FOTO 1 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA (EMBRAPA)



FOTO 2 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA (UEPG)



FOTO 3 – CABECEIRA DE DRENAGEM – MUNICÍPIO DE PARANAVAÍ



FOTO 4 – COLETAS NO CAMPO



Após a coleta, as colunas foram embaladas em saco plástico e acondicionadas na posição vertical em caixas, para que durante o transporte não houvesse

alterações em sua estrutura. Em seguida foram levadas para casa de vegetação (FOTO 5) da Embrapa Florestas, onde foram preparadas para o experimento da lixiviação.

Na extremidade superior da coluna foram colocados pequenos sacos plásticos para que o solo da superfície não ressecasse. Na parte inferior da coluna foi colocado um tecido de voil preso com elástico, para que minimizasse perdas de material da amostra. Todo este conjunto foi encaixado no suporte de madeira confeccionado para o experimento. Debaxo de cada coluna foram colocados potes plásticos com a identificação da coluna: numeração, data e horário de coleta.

FOTO 5 – CASA DE VEGETAÇÃO



Após as colunas terem sido assim preparadas, iniciou-se a saturação com água deionizada. Para que a estrutura do solo não ressecasse e continuasse com sua estrutura original, foram adicionados 100 ml de água deionizada em cada

coluna, durante 5 dias num total de 500 ml, para que todas as colunas ficassem homogeneizadas.

Após a saturação das colunas com 500 ml de água deionizada, foram adicionados 660 mg de NPK (5-20-20), 110 mg de uréia e 3820 mL de água destilada da seguinte maneira: no primeiro dia foi adicionada à quantidade total do NPK e 100mL de água. Nos 12 dias seguintes continuou-se adicionando 100 mL de água e no décimo terceiro dia foi adicionado 110 mg de uréia e 100 mL de água. Continuando assim até perfazer um volume total de 3820 mL. Para o estudo da atrazina foram adicionados 46, 2 mg de atrazina, esta quantidade foi adicionada de uma única vez. Diariamente era adicionado 100 mL de água por dia, até completar o volume de 3820 mL. O volume de água adotado foi baseado no histórico da precipitação pluviométrica anual média da chuva que ocorreu nas áreas durante os últimos 10 anos.

Diariamente, às 9:00 horas da manhã, eram adicionados os 100 mL de água destilada e deionizada em cada coluna. Se não fosse possível a adição dos 100 mL de água, devido à altura da lâmina de água dentro da coluna restante do dia anterior, era adicionada a quantidade possível de água. Às 15:00 horas era realizada a retirada dos frascos de água lixiviada. Se houvesse um volume de água maior que 10 mL (volume suficiente para a análise de nitrogênio, fósforo e potássio) o frasco era recolhido e as amostras eram centrifugadas (Centrífuga 5810R Eppendorf), a 12000 rpm, durante 10 minutos. Isso para que o sedimento fosse decantando, sendo a solução sobrenadante coletada com pipetador automático. Em seguida as amostras eram acondicionadas em geladeira na temperatura de 5°C. Essas amostras ficavam armazenadas até a realização da análise de NPK. Se houvesse um volume menor que 10 mL no frasco, não se efetuava a retirada dos frascos e aguardava-se até obter um volume suficiente. Estas eram medidas e a amostra era deixada junto à coluna até se obter um volume de 10 mL.

Para a análise da atrazina, as amostras eram recolhidas diariamente e armazenadas em geladeira. Após um período de 3 semanas, essas amostras eram reunidas em um único frasco. Uma alíquota de 100mL era retirada e centrifugada por 30 minutos, sendo as amostras condicionadas em geladeira até a realização das análises.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para as análises dos dados de solo foi realizado a anova para as características químicas e físico – hídricas.

As análises dos dados de água foram efetuadas por meio do ajuste dos modelos de regressão considerando as diferentes profundidades e grupos de solos (não-hidromórfico, semi-hidromórfico e hidromórfico). Para cada variável resposta existiam as variáveis explicativas candidatas a entrarem no modelo. O critério de seleção do modelo usado foi o “stepwise”. As variáveis significativas, ou seja, aquelas que contribuíram significativamente para explicar a variável resposta entraram no modelo, isso gerou as equações e os respectivos R^2 . Foram consideradas as características químicas, físico-hídricas e morfológicas dos horizontes dos diferentes solos selecionados, comparando-se solos de diferentes áreas do regime hídrico que ocorrem numa cabeceira de drenagem e solos que ocorrem na mesma área do regime hídrico em diferentes texturas. Através de análises multivariadas foram identificadas às características do solo que mais contribuem para a sua atividade de redução da carga de agroquímicos na água de lixiviação.

Nas análises dos dados de água lixiviada das colunas com atrazina foram realizadas apenas a média dos dados. Sendo o estudo das colunas em duplicata, não foi possível a realização da anova, pelo número reduzido de repetições. Para trabalhos futuros pode ser realizada a correlação destes dados com os de solo coletado a campo, semelhante ao procedimento da análise de água.

CAPÍTULO 1

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICO-HÍDRICAS DOS SOLOS DE TRÊS PEDOSEQUÊNCIAS NO PARANÁ

1.1 INTRODUÇÃO

No estágio atual da agricultura paranaense, o uso de agrotóxicos consiste em fator essencial para o alcance de níveis de produtividade preconizado pelos órgãos de tecnologia e pesquisa. Entretanto, este uso deve ser efetuado de forma minuciosa e de modo seguro, permitindo, assim, a produção de alimentos em quantidade e qualidade aceitáveis, sem comprometer a saúde dos trabalhadores rurais e dos consumidores (POLASTRO, 2005).

O Paraná apresenta-se como um estado em que às atividades agrícolas são bastante intensas, do mesmo modo são os problemas decorrentes destas atividades. Problemas ambientais enfrentados pelas populações, particularmente, aqueles relacionados à contaminação dos recursos hídricos. De um modo geral, toda a atividade agrícola sempre apresenta um grau de impactação ao meio ambiente, em especial aos recursos hídricos, em maior grau nas águas superficiais e em menor nas águas subterrâneas (DOBLINSKI, 2006).

Sendo este estudo destinado às características químicas e físicas de três pedossequência no estado do Paraná, tendo sua origem no Folhelhos de Formação Ponta Grossa, Arenito do Grupo Itararé e no Arenito Caiuá, os solos formados nestes locais, apresentaram características distintas, variando de acordo com o material de origem. As duas primeiras pedossequência encontram-se na região dos Campos Gerais, onde os solos são constituídos predominantemente por rochas sedimentares, tais como arenitos e folhelhos. Geralmente, os solos dos Campos Gerais, são tratados na literatura, como rasos, pobres e arenosos o que, em parte, pode ser considerado verdadeiro, pois uma parte é originado de arenitos, tendo sua constituição quartzosa. Sendo o quartzo muito resistente ao intemperismo, permanece na fração areia do solo, e não sofre reações do intemperismo químico, que é responsável pela transformação dos minerais primários em argilominerais. As frações areia e silte praticamente não disponibilizam carga, sendo este um fator de empobrecimento ao solo, estando relacionado à baixa CTC e conseqüentemente, ao

baixo teor de nutrientes, água e matéria orgânica. No entanto, esta não é uma regra geral para os solos desta região. Uma grande parte destes é formada a partir de rochas sedimentares, como os folhelhos, onde ocorre à predominância de silte e argila, formam solos classificados como argilosos e muito argilosos. O relevo suave ondulado abriga uma grande extensão de solos profundos, bem estruturados, porosos e de boa drenagem. O clima subtropical e a vegetação natural contribuem para os altos teores de matéria orgânica, sendo este um fator positivo para a elevação da CTC dos solos na camada superficial e melhoria na agregação de suas partículas (MELO et al, 2007).

No Arenito Caiuá, os solos, na maioria das vezes, apresentam textura média à arenosa, sendo extremamente friáveis e, conseqüentemente, com alta suscetibilidade à erosão. Os teores de areia atingem 85% a 90% e possuem níveis críticos de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e, não raro, baixos níveis de matéria orgânica, cerca de 1%. No entanto, diante de uma nova perspectiva econômica, baseada na obtenção e acumulação de capital, a sociedade vem explorando a terra para atender as suas necessidades, sem considerar a capacidade que o solo tem de suportar certas práticas de manejo (OLIVEIRA, 2005). Paranaíba possui uma intensa atividade agrícola, a produtividade da região é duas vezes superior que a média nacional. Na região se colhe, em média, 30 ton ha⁻¹, sendo que a média brasileira é de 13 ton ha⁻¹.

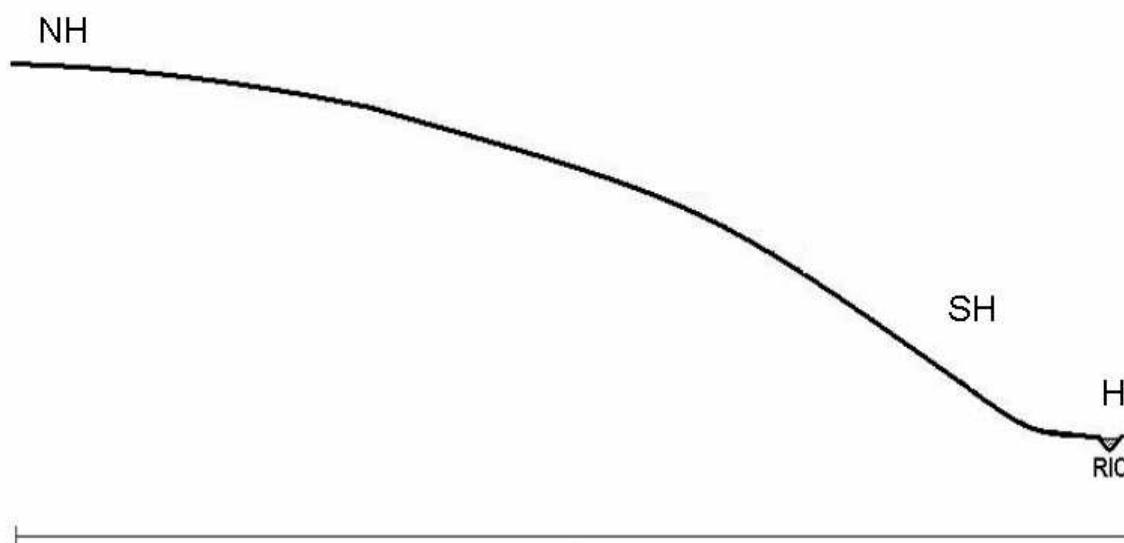
Nas duas primeiras pedossequência estudadas, é adotado o sistema de plantio direto (PD). Hoje, observa-se que, quando o sistema de PD é adotado em conjunto com o uso de terraços e a rotação de culturas, a erosão hídrica pode ser quase totalmente controlada. Mas, se não forem observados critérios como a textura do solo, a declividade do terreno, a proximidade de uso agrícola às cabeceiras de drenagem e os corpos d'água, mesmo com o uso do PD, a degradação do solo persiste. Pois, ocorrendo percolação de solutos contendo agroquímicos, a contaminação dos mananciais hídricos continua. Nos dias atuais, o grande desafio é preservar a função de filtro natural do solo, para a obtenção de produção de água limpa. Pois havendo o uso do sistema de PD de forma adequada, mantendo a palha na superfície do solo e adotando o uso de terraços nas rampas declivosas e longas, se consegue um melhor aproveitamento da capacidade de filtro do solo, da proteção dos mananciais hídricos e da manutenção das cabeceiras de drenagem (MELO et al, 2007).

Este trabalho teve como objetivo geral determinar as características químicas e físicas dos solos de três pedossequência do estado do Paraná. Estes solos foram divididos pelo regime hídrico, sendo: hidromórficos, semi-hidromórficos e não-hidromórficos. Os valores dos parâmetros químicos e físicos foram mensurados na tentativa de entender estas características sobre diferentes regimes hídricos.

1.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes regimes hídricos (não-hidromórficos, semi-hidromórficos e hidromórficos) (FIGURA 1) do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

FIGURA 1 – DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS E POSIÇÕES NAS PAISAGENS DOS SOLOS ESTUDADOS



A primeira cabeceira de drenagem, inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, inserida no Arenito do Grupo Itararé. A terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

De acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), os solos coletados são classificados como: pedossequência 1: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico

(P1), CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2), GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3); pedossequência 3: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6) e pedossequência 3: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico (P8), PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9).

O solo foi caracterizado quanto aos aspectos físicos (granulometria, condutividade hidráulica, densidade, macroporosidade, microporosidade, porosidades total, porosidade de aeração) e quanto aos aspectos químicos (teor de Carbono Orgânico, Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, acidez potencial - H+Al, pH SMP e pH em CaCl₂).

Para a caracterização química do solo analisou-se, de acordo com a metodologia de EMBRAPA (1997), pH em CaCl₂; 0,01 M, e o índice SMP, do qual se obteve os valores de H+Al, através do potenciômetro. O cálcio e magnésio via extração com KCl 1M e determinação por espectrofotometria de absorção atômica; alumínio via extração com KCl 1 M e determinação por espectrofotometria de absorção atômica; alumínio via extração com KCl 1M e determinação por espectrofotometria de absorção atômica. O fósforo com extração via Mehlich I e carbono com extração via dicromato de potássio – ambos foram determinados por colometria.

As determinações do nitrogênio na forma amoniacal foram feitas utilizando KCl 2M como extrator, de acordo com MULVANEY (1996). As extrações foram feitas adicionando-se solo e extrator na proporção de 1:10. Após este procedimento a alíquota contendo solo mais KCl 2M foi agitada por 30 minutos, em centrífuga a 200 rpm. Após a centrifugação, as amostras permaneceram em repouso durante 24 horas, possibilitando assim, uma melhor decantação. Sendo então separadas as alíquotas para a análise, sem filtragem do material.

O teor de N amoniacal no solo foi determinado em espectrofotômetro (Spectrometer UV/VIS – Perkin Elmer – Lambda 20) com comprimento de onda de 660 nm. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, com uma curva de calibração de seis pontos (0, 5, 10, 15, 20, 25 e 30), com concentração crescente de N e o r² da equação gerada com os pontos da curva foi em média 0,9972. A solução padrão das amostras foram preparadas com 5 ml da solução padrão, 8 ml de NaOH, 1,2 ml de hipoclorito comercial, 1,2 ml de ácido salicídrico e 2 ml de água.

As amostras foram preparadas com 5 ml de amostra, 2 ml de HCl 1 N, 8 ml de NaOH, 1,2 ml de hipoclorito comercial, 1,2 ml de ácido salicídrico. As leituras foram realizadas após 10 minutos, sendo que eram feitas 20 amostras de cada vez. Quando estas extrapolavam a curva de calibração, procedia-se a diluição da amostra com água destilada e deionizada na proporção 1:5.

Quanto aos aspectos físicos do solo, a granulometria foi determinada pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997), o método baseia-se na velocidade de queda das partículas que compõe o solo, permitindo classificar os solos como texturas argilosas e arenosas.

Para a determinação da densidade, macroporosidade, microporosidade, porosidade de aeração e total e condutividade hidráulica do solo foram coletadas amostras de solo em anéis volumétricos nas de 5,8 cm de diâmetro e 3 cm de altura nas profundidades de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 30, 30 a 50 e 50 a 100, com três repetições cada, em cada solo estudado.

A condutividade hidráulica do solo saturado foi analisada por meio da adaptação da metodologia do permeâmetro de carga constante proposto pela EMBRAPA (1997). Mantendo uma coluna de água com volume constante sobre a superfície do solo do anel, com o auxílio de um pissete, mediu-se o volume de água que passava pelo solo do anel em intervalo de tempos regulares (2 minutos) cada anel.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

1.3.1 PEDOSSEQUENCIA 1

O estudo da pedossequência 1 é constituído de três solos, divididos de acordo com o regime hídrico. O solo não-hidromórfico é classificado como LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e hidromórficos: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3). De acordo com as análises de granulometria, os solos desta pedossequência também foram classificados como textura argilosa. Foram analisados os solos de superfície (0 – 50 cm) e subsuperfície (50 – 100 cm), com exceção de P3, onde não foi possível a realização das coletas de coluna devido a saturação hídrica permanente que ocorre neste local.

Esta cabeceira de drenagem apresentou as características de superfície e subsuperfície para a capacidade de troca catiônica (CTC) da fração argila, inferior a 13 mg dm^{-3} (TABELA 1), como era esperado. Especialmente para o Latossolo, que geralmente apresenta valores inferiores a 17 mg dm^{-3} (Embrapa, 2006), sendo este valor compatível com a fração argila de baixa atividade. Pela TABELA 2, observa-se que os valores de permeabilidade (K_s), com $2,86 \cdot 10^{-4}$ na profundidade de 0 – 10 cm (P1), foram maiores na superfície de P1 e P2, e o P3 apresentou maior K_s . Os valores de porosidade total (PT) também foram de 0,54 e 0,57 cm^3/cm^3 em média, para P1 e P2, na superfície e subsuperfície, sendo, portanto, bem estruturado e permeável. O último perfil da pedossequência apresentou PT mais elevado, com média de 0,93 cm^3/cm^3 , valor coerente com os solos hidromórficos. A saturação por bases (V%) foi baixa, inferior a 42% para P1 e P2 e inferior a 38% para P3, sendo classificados como Distrófico. Nos primeiros 10 cm de P1 e P2 observa-se um pequeno acréscimo em V%, provavelmente porque estas áreas estão submetidas ao uso agrícola.

Ocorreu uma elevada saturação de alumínio trocável, especialmente em P3, em que seu valor chegou a aproximadamente 12 cmol/dm^3 na superfície (0 – 10 cm). Com relação ao pH, verificou-se valores maiores que 4 (TABELA 1 e 2) para os três perfis amostrados, tanto para os solos de superfície, quanto para a subsuperfície. Sendo o pH muito influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta (TAKINO, 1984), sendo que quanto maior for a quantidade de matéria orgânica disponível, como ocorreu com P3, menor será o pH, onde ocorre a decomposição de materiais muito ácido sendo produzidos (ácido húmico). O pH de P1 e P2 não apresentou grandes diferenças em relação a P3, mas podemos observar que os teores de H^+ Al e CO foram diferenciados nestes perfis em relação aos dois primeiros. A profundidade influenciou a concentração de Ca e Mg no solo, sendo que os teores foram maiores nos dois primeiros perfis. Isto porque estes íons são carregados positivamente e, assim, aderem-se à superfície carregada negativamente dos colóides (partículas de argila) (PAGANINI, 1997).

De acordo com a TABELA 1, os teores de fósforo (P) e potássio (K) foram maiores para P1 em relação a P2, já P3 apresentou uma retenção maior na superfície. Sendo que esses resultados estão relacionados aos teores de argila que o solo apresenta, pois os solos com menores teores de argilas apresentam menor adsorção, de acordo com estudos realizados por outros autores como NOVAIS e

SMITH (1999); TUCCI (1991) e FALCÃO e SILVA (2004). Já o nitrogênio (N) apresentou um comportamento oposto, sendo que os maiores valores foram encontrados em P3, sendo que em P1 e P2 seus valores foram reduzidos. Isto pode ser explicado porque o nitrogênio também está presente nas matérias orgânicas em decomposição. Em contato com a água, como em P3, que é um solo hidromórfico, rapidamente transforma-se em nitrogênio amoniacal. A presença de nitrogênio amoniacal na água significa matéria orgânica em decomposição e que o ambiente está pobre em oxigênio (FARIAS, 2006).

Desta pedossequência, P1 pode ser considerado o solo de maior potencial agrícola, pois estão localizados em áreas menos declivosas. Já o P2 se encontra em posição mais declivosas da paisagem, e como se observam em várias áreas, inclusive nesta pedossequência, estes solos são destinadas às áreas agrícolas. Quando utilizados, estes solos devem estar terraceados, para evitar maiores riscos de erosão. Também os limites devem ser respeitados quanto a distancias das plantações até os recursos hídricos, para que ocorra proteção da água, já que o potencial filtro destes solos é mais baixo. O P3, no caso especial desta cabeceira de drenagem, encontra-se entre o Cambissolo e o Organossolo, que como já citado, não foi possível a realização da coleta. Então o Gleissolo funcionou como um depurador para o Organossolo, dos contaminantes que vem ao longo da pedossequência, assim deve filtrar a água que vai chegar ao Organossolo (CURCIO, 2004). Sendo um solo bastante frágil, deve ser preservado.

O GRÁFICO 1 mostra as características físico-hídricas (macro = macroporosidade; PA = porosidade de aeração; AD = água disponível) da pedossequencia 1: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3). Houve uma redução significativa na macroporosidade no P2 em relação a P1. Em P1 seus valores foram maiores na superfície, e diminuíram em seguida, do mesmo modo ocorreu com P2. Em P1, a PA foi maior em relação a P2, especialmente na superfície. Também a AD foi maior no primeiro perfil. Estas reduções nas porosidades de P2 refletem as mudanças na distribuição de diâmetro dos poros devido ao cultivo dessas áreas. A compactação do solo devido ao cultivo também pode causar modificações na retenção de água do solo, devido às alterações sofridas na distribuição de diâmetros dos poros, devido a redução da macroporosidade (HILLEL, 1970), como ocorreu com a última profundidade de P2. O

aumento na retenção de água (P1) no solo devido á compactação tem sido verificado por alguns autores (STONE et al, 1994; KLEIN e LOMBARDI, 2002). Porém, a disponibilidade de água para as plantas vai depender do nível de compactação e da distribuição de diâmetros dos poros resultante (HILLEL, 1970).

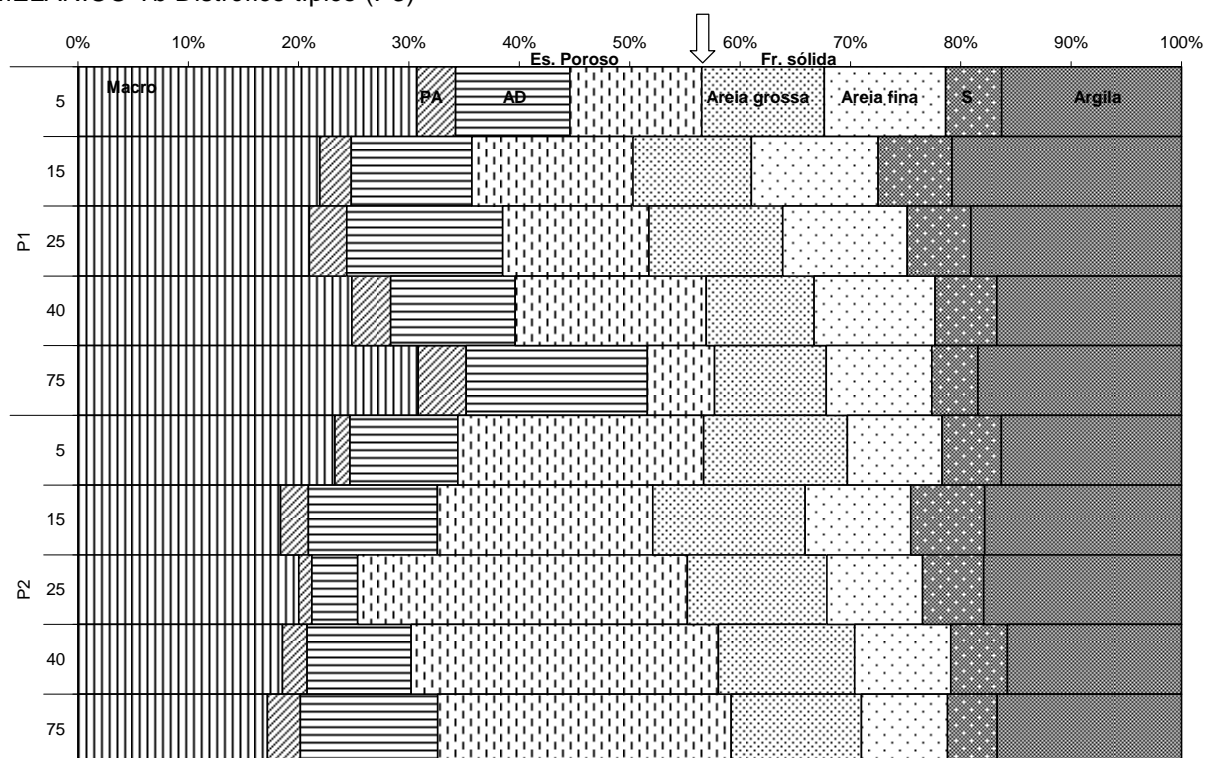
TABELA 1 – PROPRIEDADES QUÍMICAS DA PEDOSSEQUENCIA 1: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3)

Perfil	Prof	Granulometria				D solo	P Total	P aeração	Macro	Micro	Ks	Água Dispon
		Areia G	Areia F	Silte	Argila							
cm	g/kg	kg/dm³	cm³/cm³	(cm/s)	g*kg ⁻¹							
P1	0 a 10	257	253	117	373	1,20	0,57	0,19	0,39	0,17	2,86*10 ⁻⁴	0,06
	10 a 20	220	224	136	420	1,33	0,50	0,12	0,39	0,11	5,10*10 ⁻⁴	0,05
	20 a 30	239	239	125	397	1,36	0,53	0,13	0,45	0,08	2,28*10 ⁻⁴	0,06
	30 a 50	239	237	126	398	1,21	0,57	0,16	0,43	0,14	3,41*10 ⁻⁴	0,06
	50 a 100	233	227	100	440	1,12	0,57	0,19	0,40	0,17	1,77*10 ⁻⁴	0,10
P2	0 a 10	301	199	123	376	1,19	0,57	0,14	0,43	0,13	2,31*10 ⁻⁴	0,06
	10 a 20	290	200	140	371	1,37	0,52	0,11	0,43	0,10	1,48*10 ⁻³	0,06
	20 a 30	276	190	115	419	1,29	0,55	0,12	0,44	0,11	2,25*10 ⁻⁴	0,02
	30 a 50	301	207	130	362	1,18	0,58	0,12	0,47	0,11	6,46*10 ⁻⁴	0,05
	50 a 100	289	191	110	410	1,21	0,58	0,13	0,49	0,09	1,03*10 ⁻⁴	0,05
P3	0 a 10	469	178	260	93	1,28	0,91	0,13	0,78	0,13	1,85*10 ⁻³	0,05
	10 a 20	491	308	61	140	1,25	0,96	0,09	0,86	0,09	1,48*10 ⁻³	0,12
	20 a 30	389	354	37	220	0,22	0,97	0,11	0,86	0,11	5,32*10 ⁻³	0,14
	30 a 50	658	263	29	50	0,92	0,88	0,09	0,79	0,09	2,88*10 ⁻³	0,12

TABELA 2 – PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 1: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3)

Perfil	Prof	pH	K	Ca	Mg	H+Al	N	C.O.	P	S	CTC	V (%)	m%
	cm	CaCl2			cmol/dm3			g/kg		mg/dm3			
P1	0 a 10	4,48	0,26	1,44	0,53	5,55	0,44	7,83	6,85	2,24	7,79	28,32	2,61
	10 a 20	4,55	0,12	1,14	0,72	5,03	0,55	5,49	4,11	1,98	7,01	27,82	0,83
	20 a 30	4,52	0,19	1,29	0,63	5,29	0,50	6,66	5,48	2,11	7,40	28,07	1,78
	30 a 50	4,52	0,19	1,29	0,63	5,29	0,50	6,66	5,48	2,11	7,40	28,07	1,78
	50 a 100	4,51	0,31	0,76	0,59	4,64	0,41	3,00	0,50	1,66	6,31	26,38	0,00
P2	0 a 10	4,56	0,16	1,77	1,05	5,82	0,73	11,05	3,39	2,98	8,80	33,42	1,00
	10 a 20	4,57	0,15	1,39	0,86	5,51	0,45	7,41	2,18	2,40	7,90	29,69	0,00
	20 a 30	4,49	0,07	0,87	0,67	5,26	0,45	4,73	0,80	1,61	6,87	23,50	0,00
	30 a 50	4,76	0,26	2,37	1,45	5,42	0,55	8,59	3,49	4,07	9,49	42,58	0,00
	50 a 100	4,54	0,09	1,27	0,70	5,69	0,36	5,68	1,24	2,06	7,75	26,55	0,00
P3	0 a 10	4,02	0,77	0,15	0,44	11,10	3,97	353,36	6,79	1,36	12,46	10,82	69,54
	10 a 20	4,97	0,17	0,47	0,43	4,76	1,52	90,73	1,18	1,07	5,83	28,82	53,46
	20 a 30	5,17	0,02	0,86	0,24	1,84	1,17	4,41	0,69	1,12	2,96	37,57	0,00
	30 a 50	4,67	0,03	0,48	0,08	2,29	1,04	3,65	4,10	0,58	2,87	19,89	7,22

GRÁFICO 1 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUÊNCIA 1: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1); CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3)



1.3.2 PEDOSSEQUÊNCIA 2

O estudo da pedossequência 2 é constituído de três solos, divididos de acordo com o regime hídrico. O solo não-hidromórfico é classificado como: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6). De acordo com as análises de granulometria, os solos desta pedossequência também foram classificados como textura argilosa. Foram analisados os solos de superfície (0 – 50 cm) e subsuperfície (50 – 100 cm), com exceção de P6, onde não foi possível a realização das coletas de coluna devido a saturação hídrica permanente que ocorre neste local.

Os perfis desta cabeceira de drenagem apresentam características distintas, variando de acordo com o regime hídrico do solo. Apesar da pedossequência 2 ser de textura argilosa, a semelhança da pedossequência 1, apresentaram comportamentos diferentes devido variabilidade dos solos nas paisagens, que são influenciados pela formação da paisagem, que neste caso foi o Arenito de Formação Ponta Grossa. Mas mesmo dentro da pedossequência, os solos apresentam

variação devido ao relevo, que influencia na distribuição da água (MELO et al, 2007). E quando há alteração no material de origem, os solos apresentam mudanças nas características químicas e físicas do solo.

O P4 apresenta o solo de maior estabilidade ambiental desta pedossequência, por apresentarem maiores profundidades. O P5 apresenta maior fragilidade ambiental, pois se encontram em posições mais declivosas da paisagem, estando mais susceptível aos riscos ambientais. O P6, sendo um solo hidromórfico, apresenta a maior fragilidade ambiental desta cabeceira de drenagem. Quando ocorre soterramento, como ocorreu com este solo (ANEXO 1), onde camadas de sedimento ficam depositadas acima do material orgânico ocorre a diminuição da depuração da água, porque há a diminuição de cargas, ocorrendo assim, prejuízo na qualidade da água que lixívia nestes solos antes de chegar aos mananciais hídricos (MELO et al, 2007).

Na pedossequência 2, as características de superfície e subsuperfície de CTC da fração argila estiveram abaixo de 7 mg dm^{-3} (TABELA 1), mostrando que estes solos apresentam baixas cargas e assim a lixiviação de nutrientes neste tipo de solo é maior. Pela TABELA 2, observa-se que os valores de Ks foram maiores em P4 e P5 comparado com P6. A porosidade total (PT) também foi maior para os dois primeiros perfis, tanto na superfície, quanto na subsuperfície, sendo, portanto, bem estruturado e permeável. O P6 apresentou PT reduzido, sendo característico dos Organossolos serem mal drenados, devido aos poros reduzidos. O V% foi baixo, inferior a 50% para todos os perfis, sendo classificados como Distrófico. Nos primeiros 10 cm de P1 e P2 observa-se um pequeno acréscimo em V%, provavelmente porque estas áreas estão submetidas ao uso agrícola.

A saturação de alumínio trocável apresentou valores altos a partir dos 30 cm de P6, sendo característico desses solos serem ácidos (EMBRAPA, 20006). Com relação ao pH, verificou-se valores maiores que 4 (TABELAS 1 e 2) para os três perfis amostrados e menores que 5,8, tanto para os solos de superfície, quanto para a subsuperfície. Os valores de Ca e Mg no solo foram maiores para P4 e P6 e menores para P5, sendo que os teores foram maiores nos dois primeiros perfis.

De acordo com a TABELA 1, os teores de fósforo (P) e potássio (K) foram maiores para P4 em relação a P5, já P6 apresentou uma retenção maior em profundidades mais baixas. Já o nitrogênio (N) apresentou um comportamento oposto, sendo que os maiores valores foram encontrados em P6, sendo que em P4

e P5 seus valores foram reduzidos. Isto pode ser explicado porque o nitrogênio também está presente nas matérias orgânicas em decomposição. Em contato com a água, como no caso do Organossolo, que é um solo hidromórfico, rapidamente transforma-se em nitrogênio amoniacal. A presença de nitrogênio amoniacal na água significa matéria orgânica em decomposição e que o ambiente está pobre em oxigênio (FARIAS, 2006).

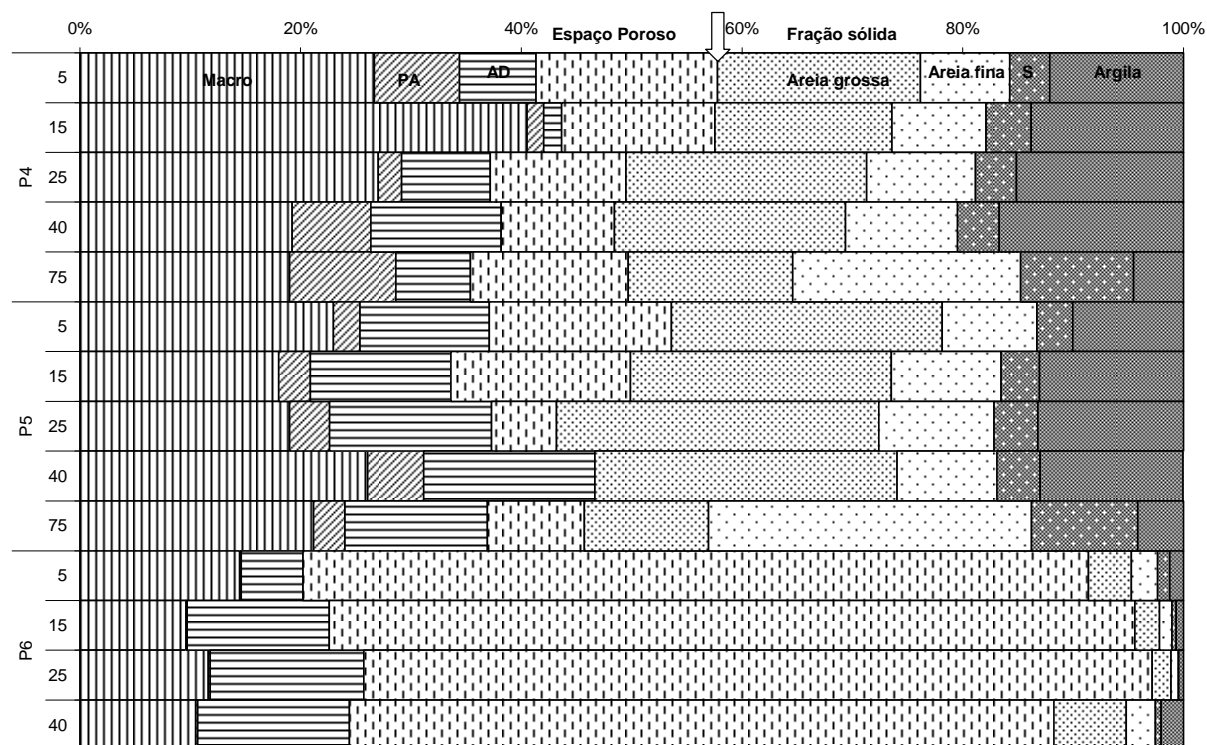
O GRÁFICO 2 mostra as características físico-hídricas (macro = macroporosidade; PA = porosidade de aeração; AD = água disponível) da pedossequencia 2: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sápico” térreo (P6). Ocorreu uma redução na macroporosidade em P6, especialmente abaixo da superfície. Os perfis 4 e 5 apresentaram seus valores maiores em relação ao último perfil. Também o P6 praticamente não apresentou PA, enquanto P4 apresentou seus valores mais acentuados na superfície e nas profundidades abaixo dos 40 cm. P5 apresentou essa porosidade menor na superfície, mas ocorre um acréscimo nas demais profundidades, em especial nas profundidades intermediárias. Em P4 a AD foi maior na superfície, para ocorrer um decréscimo em seguida, para novamente voltar a aumentar. O P5 apresentou seus valores maiores em todas as profundidades em relação a P4 e P6 teve seu valor reduzido na superfície para elevar nas demais. Vários trabalhos mostram que os diversos sistemas de manejos adotados influenciam a distribuição das frações físicas da matéria orgânica do solo (PILLON, 2000). Essas alterações têm influência sensivelmente a estabilidade de agregados do solo (RACHIRD et al, 2001), podendo ter consequências na porosidade.

A maior migração de argila nos solos cultivados pode contribuir para o aumento da microporosidade nas camadas subsuperficiais (STARSEV e McNABB, 2001), devido ao preenchimento de poros, e promover um adensamento dessas camadas (SILVA et al, 1998), como ocorreu com P6.

Em P4 e P5 houve esse aumento em macroporosidade em relação a P6, sendo os maiores valores apresentados nas camadas subsuperficiais. Esses valores podem estar relacionados ao preenchimento dos poros de maior diâmetro com argila iluvial. De acordo com STARTEV e McNABB (2001), a argila dispersa em solos cultivados pode resultar numa microporosidade adicional em camadas subsuperficiais, devido ao preenchimento dos macroporos com argila iluvial. Nos

Perfil	Prof	Granulometria				D solo	P Total	P aeração	Macro	Micro	Ks	Água Dispon
		Areia G	Areia F	Silte	Argila							
cm	g/kg	kg/dm³	cm³/cm³	(cm/s)	g*kg ⁻¹							
P4	0 a 10	436	192	87	286	1,19	0,58	0,20	0,42	0,15	6,96*10 ⁻⁴	0,04
	10 a 20	378	201	97	325	1,39	0,49	0,15	0,25	0,24	2,14*10 ⁻⁴	0,01
	20 a 30	432	196	73	298	1,40	0,47	0,12	0,34	0,13	4,55*10 ⁻⁴	0,04
	30 a 50	407	196	73	324	1,35	0,48	0,13	0,39	0,09	4,54*10 ⁻⁴	0,06
	50 a 100	303	399	199	99	1,32	0,50	0,14	0,40	0,09	3,65*10 ⁻⁴	0,03
P5	0 a 10	529	185	70	215	1,48	0,55	0,10	0,45	0,10	2,23*10 ⁻⁴	0,05
	10 a 20	472	198	70	260	1,51	0,50	0,08	0,41	0,09	2,23*10 ⁻⁴	0,06
	20 a 30	515	184	70	231	1,53	0,43	0,07	0,35	0,08	1,72*10 ⁻⁴	0,06
	30 a 50	514	170	73	243	1,47	0,47	0,10	0,34	0,12	2,06*10 ⁻⁴	0,07
	50 a 100	230	537	163	70	1,41	0,46	0,08	0,36	0,10	1,18*10 ⁻³	0,06
P6	0 a 10	452	279	130	140	2,07	1,63	0,00	0,00	6,26	1,85*10 ⁻³	1,47
	10 a 20	506	258	83	153	1,46	1,04	0,00	0,00	4,39	1,85*10 ⁻³	2,30
	20 a 30	593	227	20	160	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,32*10 ⁻³	0,00
	30 a 50	604	233	3	160	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,01*10 ⁻³	0,00

GRÁFICO 2 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUENCIA 2: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e hidromórficos: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térreo (P6)



1.3.3 PEDOSSEQUÊNCIA 3

O estudo da pedossequência 3 é constituído de três solos, divididos de acordo com o regime hídrico. O solo não-hidromórfico é classificado como: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3); ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térreo (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9). De acordo com as análises de granulometria, os solos desta pedossequência também foram classificados como textura arenosa. Foram analisados os solos de superfície (0 – 50 cm) e subsuperfície (50 – 100 cm).

Esta pedossequência se apresenta como a mais frágil das cabeceiras de drenagem estudadas, sendo sua textura arenosa, está muito mais susceptível a riscos ambientais, como os processos erosivos. O P7 se apresenta como o solo mais estável desta pedossequência. O P8, sendo um solo semi-hidromórfico, se encontra em um relevo mais movimentado (FIGURA 1) e também apresenta elevados riscos de erosão, quando as práticas de conservação não são adotadas. O P9 se encontra na baixada da pedossequência, sendo um solo hidromórfico, apresenta a detenção do lençol freático sobreposto.

O P8 apresenta um horizonte de B textural (ANEXO 1), característicos desses solos, tendo um incremento de argila em relação aos horizontes E ou A (EMBRAPA, 2006). Sendo um solo Distrófico (TABELAS 1 e 2), pois apresentou valores menores que 50% tanto para a superfície quanto para a superfície, requerem grandes quantidades de corretivos. Os outros dois perfil, 7 e 9, também apresentaram baixos V%. A permeabilidade de P8 foi menor em relação a P7 e P9, provavelmente devido a este incremento no teor de argila, tornando este perfil imperfeitamente drenado, este perfil também se apresentou ácido (TABELAS 1 e 2). O perfis 7 apresentou a saturação por alumínio sendo zero, enquanto P9 apresentou-se ácidos na profundidade de 30 a 50 cm. A densidade dos solos foi maior em relação as outras pedossequência, e desta, o perfil que apresentou maiores valores foi P8 e P9, também estando relacionado ao incremento da fração argila destes horizontes. A porosidade também apresentou esta tendência, sendo menor devido as características já citadas.

A CTC desta cabeceira de drenagem foi baixa, isso porque sendo sua textura arenosa, apresenta baixas cargas, sendo que a densidade do solo e a disponibilidade de água exercem influencia na capacidade do solo de suportar cargas (CARPANEDO, 1994). Assim não apresentam nenhuma função filtro, pois a filtragem dos solos está diretamente relacionada a CTC dos solos.

Os teores de P (TABELAS 1 e 2) nesta pedossequência foram maiores que as demais pedossequência, especialmente na superfície, onde seus valores foram mais acentuados. Isto pode ser explicado através da mobilidade do fósforo que é pequena, sendo que grande parte fica acumulada na superfície. O N se mostrou maior em P7, sendo seu valor reduzido nos outros dois perfis, 8 e 9. O K também apresentou o mesmo comportamento do N. Na literatura é muito comparada a mobilidade do P em relação ao N, como o P tem mobilidade muito pequena, muitas vezes seus valores são maiores na superfície (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003; HEATHWAITE et al, 2000).

O pH apresentou-se maior em P7, até os 50 cm, para reduzir na subsuperfície e os valores em P8 e P9 foram menores. A profundidade influenciou a concentração de Ca e Mg no solo, sendo que os teores foram maiores nos dois primeiros perfis. Isto porque estes íons são carregados positivamente e, assim, aderem-se à superfície carregada negativamente dos colóides (partículas de argila) (PAGANINI, 1997).

Vários trabalhos mostram que os diversos sistemas de manejos adotados influenciam a distribuição das frações físicas da matéria orgânica do solo (PILLON, 2000). Essa alteração tem influencia sobre estabilidade de agregados do solo (RACHIRD et al, 2001), podendo ter conseqüências na porosidade, densidade e compressibilidade do solo.

A maior migração de argila nos solos cultivados pode contribuir para o aumento da microporosidade nas camadas subsuperficiais (STARSEV e McNABB, 2001), devido ao preenchimento de poros, e promover um adensamento dessas camadas (SILVA et al, 1998).

O GRÁFICO 3 mostra as características físico-hídricas (macro = macroporosidade; PA = porosidade de aeração; AD = água disponível) da pedossequência 3: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico (P6), e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9).

A diferença dos perfis da pedossequência de textura arenosa, em água disponível (AD) dos solos, mostra as mudanças na distribuição de diâmetro de poros desses solos (BAVER, 1966). O P7 mostra maiores valores nos primeiros centímetros e decrescem em maiores profundidades. O P8 apresenta um comportamento oposto, tendo seu valor reduzido na superfície e crescendo nas demais e P9, a semelhança de P8 tem seu maior valor na última profundidade. Os perfis 7 e 8 apresentaram grandes quantidades de macroporos, e P9 valores um pouco reduzido, com exceção da segunda profundidade. Isto se deve a maior retenção de água em P9, devido a distribuição do diâmetro dos poros (CARVALHO et al, 1991). Os solos que tem a característica de P8, apresentando baixo teor de argila, apresentam também sua CTC reduzida e por isso apresentam menos carga. Seus macroporos são em maiores proporções, sendo que a passagem de água é facilitada durante o processo de lixiviação.

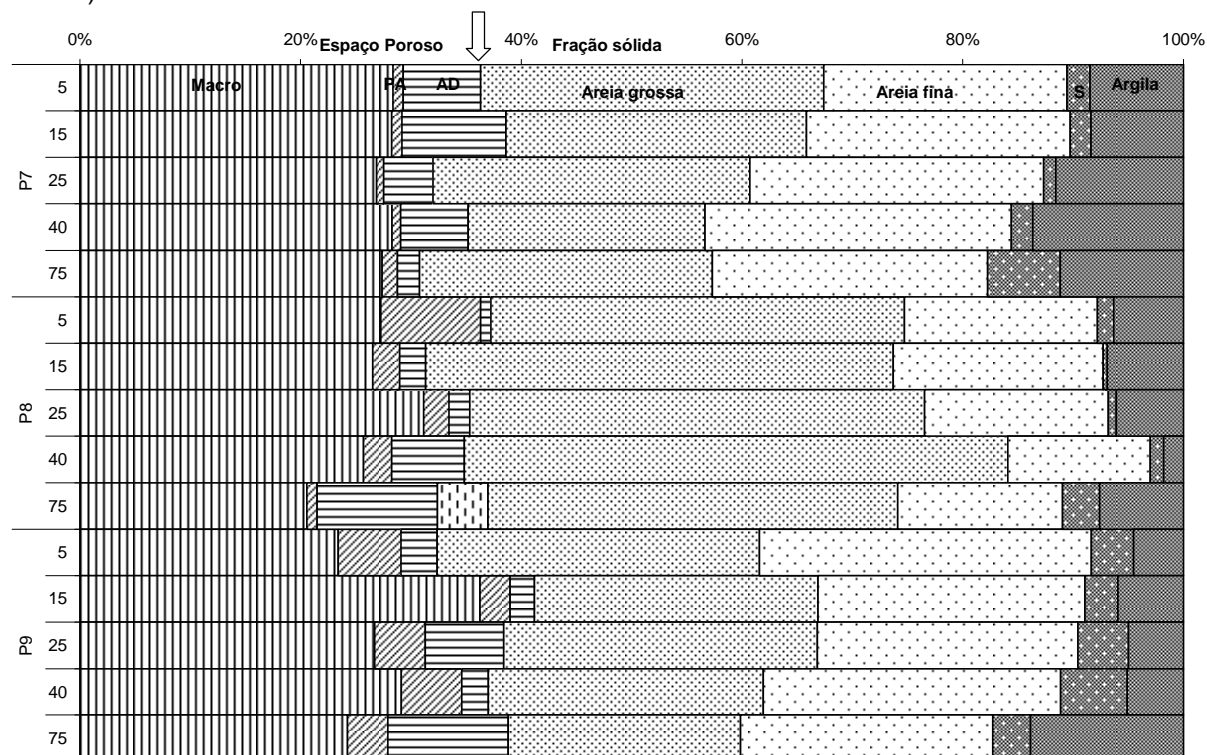
TABELA 5 – PROPRIEDADES QUÍMICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 3: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico (P6), e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9)

Perfil	Prof	pH	K	Ca	Mg	H+Al	N	C.O.	P	S	CTC	V (%)	m%
	cm	CaCl2			cmol/dm3			g/kg		mg/dm3			
P7	0 a 10	6,01	0,32	1,19	0,87	1,93	1,42	7,32	15,63	2,37	4,30	55,11	0,00
	10 a 20	5,93	0,24	1,09	0,48	2,10	1,49	7,94	1,33	1,81	3,91	45,95	0,00
	20 a 30	5,32	0,12	1,24	0,57	2,36	1,30	5,54	0,67	1,30	3,66	35,45	0,00
	30 a 50	5,75	0,23	1,17	0,43	2,13	1,40	6,93	5,88	1,83	3,96	45,50	0,00
	50 a 100	5,68	0,04	1,07	0,22	1,77	1,01	5,15	0,88	1,33	3,10	42,77	0,00
P8	0 a 10	4,54	0,06	0,68	0,30	2,45	0,51	5,15	7,27	1,04	3,49	29,79	2,49
	10 a 20	4,52	0,04	0,70	0,04	2,39	0,47	4,09	4,89	0,79	3,19	24,82	8,13
	20 a 30	4,50	0,05	0,67	0,08	2,37	0,48	8,33	6,44	0,79	3,17	25,05	7,40
	30 a 50	4,93	0,03	0,44	0,05	1,76	0,72	1,01	3,30	0,52	2,28	22,73	0,00
	50 a 100	4,98	0,08	0,80	0,55	3,26	0,56	3,76	1,17	1,43	4,70	30,54	0,00
P9	0 a 10	5,42	0,08	0,71	0,15	2,10	0,63	1,93	4,85	0,95	3,04	30,91	0,00
	10 a 20	4,98	0,06	0,78	0,20	2,12	0,53	3,59	3,37	1,04	3,16	32,90	1,88
	20 a 30	5,19	0,02	0,86	0,13	1,78	0,40	1,29	0,78	1,01	2,79	36,22	1,62
	30 a 50	4,93	0,02	0,87	0,15	1,80	0,41	0,57	0,83	1,04	2,83	36,54	1,27
	50 a 100	5,13	0,06	0,84	0,48	2,83	0,65	3,90	1,10	1,38	4,21	32,82	0,00

TABELA 6 - PROPRIEDADES FÍSICO-HÍDRICAS DA PEDOSEQUÊNCIA 3: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico (P6), e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9)

Perfil	Prof	Granulometria				D solo	P Total	P aeração	Macro	Micro	Ks	Água Dispon
		Areia G	Areia F	Silte	Argila							
		cm	g/kg			kg/dm³		cm³/cm³			(cm/s)	g*kg⁻¹
P7	0 a 10	487	347	33	133	1,49	0,42	0,13	0,29	0,13	6,96*10⁻⁴	0,02
	10 a 20	435	395	31	140	1,60	0,39	0,12	0,27	0,11	2,14*10⁻⁴	0,04
	20 a 30	411	391	32	167	1,67	0,32	0,11	0,21	0,11	2,61*10⁻⁴	0,02
	30 a 50	444	377	32	147	1,66	0,37	0,08	0,29	0,08	3,89*10⁻⁴	0,04
	50 a 100	380	364	36	220	1,58	0,31	0,12	0,14	0,17	6,08*10⁻⁴	0,06
P8	0 a 10	598	279	24	100	1,64	0,33	0,12	0,21	0,11	3,21*10⁻³	0,04
	10 a 20	618	277	6	100	1,63	0,41	0,17	0,18	0,23	3,21*10⁻³	0,04
	20 a 30	639	258	10	93	1,61	0,38	0,21	0,21	0,18	3,21*10⁻³	0,05
	30 a 50	757	198	19	27	1,58	0,37	0,29	0,13	0,24	3,21*10⁻³	0,02
	50 a 100	588	239	53	120	1,65	0,39	0,17	0,24	0,15	4,56*10⁻⁴	0,06
P9	0 a 10	432	445	57	67	1,52	0,37	0,20	0,20	0,18	2,56*10⁻⁴	0,07
	10 a 20	437	412	51	100	1,66	0,31	0,14	0,16	0,15	1,52*10⁻⁴	0,07
	20 a 30	462	383	75	80	1,60	0,35	0,15	0,19	0,16	9,85*10⁻⁴	0,05
	30 a 50	396	429	96	80	1,63	0,35	0,14	0,20	0,15	4,64*10⁻⁴	0,08
	50 a 100	345	374	55	226	1,66	0,37	0,08	0,29	0,08	1,77*10⁻⁴	0,04

GRÁFICO 3 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS (MACRO = MACROPOROSIDADE; PA = POROSIDADE DE AERAÇÃO; AD = ÁGUA DISPONÍVEL) DA PEDOSSEQUENCIA: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa)



1.4 CONCLUSÕES

Os teores de argila e areia das análises granulométricas permitiram que os solos das pedossequências 1 e 2 fossem classificados como textura argilosa e a terceira pedossequência como textura arenosa. A densidade dos solos da pedossequência 1 ficou acima do considerado ideal para o LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbico (P1) nas profundidades de 0 – 30 cm, no CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2) este valor se apresentou muito próximo ou acima e o GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3) também apresentou valores acima do considerado ideal para os solos de textura argilosa. A segunda pedossequência também apresentou valores altos de densidade para o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4) e o CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5), tanto para a superfície, quanto para a subsuperfície. Os solos da terceira pedossequência também apresentaram valores elevados de densidade para todos os solos, tanto na superfície quanto para a subsuperfície. Os valores de porosidade total foram menores nos solos das pedossequências de textura argilosa, com exceção do

GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3) apresentou valores altos na superfície e em CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) na subsuperfície. Para a terceira pedossequência, todos os valores das características físico-hídricas estudadas se diferenciam das pedossequências anteriores em função da textura arenosa dos solos que a compõem.

Nas pedossequências 1 e 2, os solos de superfície (0 – 50 cm) e subsuperfície (50 – 100 cm) apresentaram CTC com valores adequados para todos os solos não-hidromórficos e semi-hidromórficos e os hidromórficos de superfície, com exceção dos solos hidromórficos nas profundidades de 20 a 50 cm. Estando esta diferença de CTC relacionada aos teores de argila e matéria orgânica, que foram menores nestas profundidades. A pedossequência 3 apresentou valores de CTC abaixo do limite considerado ideal, isso porque esses solos apresentaram pequenas quantidades de argilas, tanto na superfície, quanto na subsuperfície.

Em todas as profundidades, os solos analisados apresentaram valores de saturação por bases (V%) abaixo de 50%, com exceção do LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7) (0 - 10 cm). Como todos os solos foram classificados como distróficos esses solos apresentam baixa fertilidade. A saturação por alumínio foi baixa para todos os solos de superfície e subsuperfície em função do uso agrícola de, com exceção do GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3) que apresentou valores altos nos primeiros 20 cm, podendo esse valor ser considerado crítico, pois apresenta níveis tóxicos.

Os valores de CO variaram entre os solos e entre as profundidades. Os teores foram maiores na primeira e segunda pedossequências para os solos de superfície e diminuíram na subsuperfície, assim como os perfis da terceira pedossequência. A exceção ocorreu para GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), onde os valores foram extremamente maiores na superfície, em relação aos outros perfis, podendo influenciar na retenção de água e nutrientes como o N e o P, que também foram maiores nesta profundidade, em relação as outras profundidades e também aos outros perfis.

1.5 REFERÊNCIAS

BAVER, L. D. **Soil Physics**. 3 ed. New York: John Wiley, 1996. 489 p.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial**. Um estudo no rio Mogi-Guaçu. RIMA, 2003. 278 p.

CARPENEDO, V. **Compressibilidade de solos em sistemas de manejos**. Porto Alegre, 1994. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio grande do Sul.

CARVALHO, S. R.; BRUAND, A.; HARDI, M. **Soil compaction of Ultisols (Podzólico Vermelho Amarelo) under sugar cane crops (State of Rio de Janeiro,**

). Interest of a combined analysis of porosity and mineral constitution. Carhiers Orstom, v. 26, n. 3, p. 195 – 212, 1991.

CURCIO, G. R. Solos. In: **Plano de Manejo Parque Estadual de Vila Velha**. Curitiba: IAP – Instituto Ambiental do Paraná, SEMA, Secretaria do Estado do meio Ambiente e Recursos Hídricos. P. 136 – 174, 2004.

DOBLINSKI, A. F. **Poluição difusa decorrente do uso de água residuária da suinocultura**. Cascavel, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE.

EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos**. Manual de métodos de análise de solos. 2 edição. Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária**. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª edição, Brasília: Embrapa: Centro Nacional de pesquisa de Solos, Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306 p.

FALCÃO, N. P. S e SILVA, J. R. A. **Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central**. Acta Amazica, v. 34, p. 337 - 342, 2004.

FARIAS, M. S. S. de. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. Campina Grande, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande.

HEATHWAITE, A. L., SHARPLEY, A.; Gburek, W. **A Conceptual Approach for Integrating Phosphorus and Nitrogen Management at Watershed Scales**. Journal of Environmental Quality, n. 29, p. 158 - 166, 2000.

HILLER, D. **Solo e água: fenômenos e princípios físicos**. Porto Alegre: Convênio UFRGS – USAND/Wisconsin. 1970. 231 p.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. **Densidade e distribuição dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 26, p. 857 – 867, 2002.

MELO, M. S. de; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa, editora UEPG, 2007. 230 p.

MULVANEY, R. L. Nitrogen: Inorganic forms. In: SPARKS, D. L. et al (Ed.). **Methods of Soil Analysis**. Madison: SSA Book, 1996. p. 1123 - 1184.

NOVAIS, R. F. e SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

OLIVEIRA, L. F. C. de; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F. **Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial**. Engenharia Agrícola, v. 25, n. 1, p.126 - 136, 2005.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgoto no solo** (Escoamento à superfície). São Paulo: AESABESP, 1997. 232p.

PILLON, C. N. **Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto**. Porto Alegre, 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

POLASTRO, D. **Estudos dos casos de intoxicação ocasionadas pelo uso de agrotóxicos do estado do Paraná, durante o período de 1993 a 2000**. Piracicaba, 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

RACHID, M.; SABER, N.; EL - BRAHLI, A. **Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco**. Soil e Tillage Research, v. 57, p. 225 – 235, 2001.

SILVA, A. J. N.; RIBEIRO, M. R.; MERMUT, A. R. **Influencia do cultivo continua da cana – de – açúcar em Latossolos Amarelos coesos do Estado do Alagoas: propriedades micromorfológicas**. Revista brasileira de Ciência do Solo, v. 22, p. 515 – 525, 1998.

STARTSEV, A. D.; McNABB, D. H. **Skidder traffic effects on water retention, pore – size distribution and van Genuchten parameter of boreal forest soils**. Soil Science Society America Journal, v. 65, p. 224 – 231, 2001.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M.; ZIMMERMANN, F. J. P. **Características físico-hídricas e químicas de um latossolo após adubação e cultivos sucessivos de arroz e feijão, sob irrigação por aspersão**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 18, p. 533 – 539, 1994.

TAKINO, M.; MAIER, M. H.; STEMPNIEWSKI, H. L. **Características físicas e químicas da água em ambientes de altitude elevada - Campos do Jordão - SP**. Boletim do Instituto de Pesca, v. 11, p. 1 - 12, 1984.

TUCCI, C. A. F. **Disponibilidade de fósforo em solos da Amazônia.** Viçosa, 1991.
(Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Viçosa.

CAPÍTULO 2

LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUENCIAS DO ESTADO DO PARANÁ

2.1 INTRODUÇÃO

A contaminação das águas superficiais e subsuperficiais por agroquímicos são consideradas um dos principais impactos que a agricultura vem causando ao meio ambiente (PARRY, 1998). Segundo LAL e STEWART (1994), a água pode ser afetada devido à conversão de florestas para áreas agrícolas e ao aumento na utilização de insumos.

A contaminação da água por nitrogênio tem recebido grande atenção, já que este elemento é o mais utilizado na agricultura comercial. O nitrogênio quando aplicado em excesso no solo, pode acabar sendo transportado para a água, contaminando-a. Além da contaminação ambiental, o excesso de N pode levar a ocorrência de problemas de saúde animal, vegetal e humana (OWENS, 1994).

BOTTCHER et al (1981) observaram que a perda de nitrogênio em subsuperfície é maior em solos arenosos devido ao maior movimento da água, e, em solos não cultivados devido a baixa adsorção deste. Do nitrogênio total perdido, aproximadamente 90% é perdido por movimentação de água no perfil do solo. FASSBENDER (1986) divide as formas de nitrogênio no solo como formas orgânicas e inorgânicas. As formas orgânicas representam aproximadamente 97% do nitrogênio total, e as formas inorgânicas (nitrito, amônia, nitrato e amônio, entre outros), com menos dos 3%, destacando as formas de nitrato e do amônio por serem formas disponíveis mais abundantes para as plantas. De modo geral, as duas formas apresentam características distintas quanto à mobilidade.

O cátion (NH_4) é menos móvel, e, na maioria das vezes, pode ficar retido nas camadas de minerais de argila 2:1. Apesar de constarem maiores perdas de nitrogênio no solo na forma de nitrato, SMITH et al (1990), indicam que perdas significativas de N nas formas de amônio podem ocorrer em solos arenosos devido a baixa CTC. Segundo PHILLIPS e BURTON (2005), a rápida lixiviação do NH_4 é atribuída aos caminhos preferenciais.

Neste trabalho foi estudado o nitrogênio na forma de amônio. Para o nitrogênio amoniacal total (NH_4), o CONAMA através da Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) estabelece valores de acordo com a classe e o pH das águas superficiais. Para a água doce classe especial (classe 1 e 2) estes valores são: 3,7 mg L^{-1} para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0 para pH entre 7,5 e 8,0; 1,0 para pH entre 8,0 e 8,5; e 0,5 para $\text{pH} \geq 8,5$. A Portaria do Ministério da Saúde nº. 518 de março de 2004 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade (BRASIL, 2004).

Altas concentrações de amônia em águas de superfície, acima de 0,1 mg L^{-1} (como N), podem ser indicações de contaminação por fertilizantes. A concentração excessiva de amônia é tóxica para a vida aquática, sendo que na forma não ionizada (NH_3), mesmo em baixas concentrações, podem ser fatais para os peixes pois afetam o sistema nervoso central do animal, reduzindo sua capacidade de consumir oxigênio e diminuindo sua resistência a doenças. (MICRONAL, 2009).

Este trabalho teve por objetivo avaliar a lixiviação de nitrogênio na forma de amônia em colunas indeformadas de solos de três pedossequências do estado do Paraná. Foi aplicado nas diferentes colunas uma concentração de NPK igual a recomendada no campo para o cultivo de milho. O teor de amônio lixiviado foi mensurado na tentativa de entender a dinâmica da lixiviação da amônia sobre diferentes regimes hídricos.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes regimes hídricos do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem, inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, inserida no Arenito do Grupo

Itararé e a terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

Os solos utilizados no experimento foram classificados de acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), na pedossequência 1: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico, CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico; na pedossequência 2, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico; e na pedossequência 3, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

O teor de amônia em água foi determinado em espectrofotômetro (Spectrometer UV/VIS – Perkin Elmer – Lambda 20) com comprimento de onda de 660 Å. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, com uma curva de calibração de seis pontos (0, 5, 10, 15, 20, 25 e 30), com concentração crescente de N e o r^2 da equação gerada com os pontos da curva foi em média 0,9995. As amostras foram preparadas com 1,5 mL de amostra, 4,0 mL de NaOH 1M, 0,6 mL de solução de nitroprussiato e 0,6 mL de hipoclorito comercial. As leituras foram realizadas após 10 minutos, sendo que eram feitas 20 amostras de cada vez. Quando estas extrapolavam a curva de calibração procedia-se a diluição da amostra com água destilada e deionizada na proporção 1:5.

2. RESULTADOS E DISCUSSÕES

2.3.1 Solos Não-Hidromórficos

O GRÁFICO 1 apresenta as perdas acumuladas da quantidade de amônia (NH_4) dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa). O GRÁFICO 2 apresenta as mesmas perdas acumuladas de PS, com a diferença destes solos não-hidromórficos terem sido coletados na subsuperfície. O GRÁFICO 3 apresenta as perdas acumuladas da vazão dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura

argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa) e o GRÁFICO 4 apresenta as mesmas perdas acumuladas de vazão, com a diferença destes solos não-hidromórficos serem de subsuperfície.

Os três solos analisados do GRÁFICO 1, classificados como Latossolos, apresentam diferentes texturas e materiais de origem, por isso valores distintos foram encontrados, tanto na quantidade de NH_4 , quanto na vazão acumulada. O menor valor encontrado para a superfície, ocorreu para P1, com 0,7 mg (TABELA 1) e sua vazão foi intermediária em relação aos outros perfis, com menos de 42% da água lixiviada (TABELA 2). Esses valores mostram que o comportamento da lixiviação está relacionado ao material de origem e textura, pois os Latossolos de textura argilosa são formados geralmente a partir do retrabalhamento de arenitos e folhelhos, e assim apresentam elevada estabilidade ambiental por serem profundos bem estruturados e de elevada permeabilidade (MELO et al, 2007). Pelo gráfico observamos que o segundo perfil que menos apresentou perdas foi o P4, também inserido em Ponta Grossa, mas com formação no Arenito Itararé. Os resultados de 1,51 mg (TABELA 1) apresentam a mesma característica apresentada acima de solo bem estruturado, apresentando maiores valores em relação a P1, pois sua formação em Arenito facilita maiores perdas. Mas também é importante observar que este perfil apresentou a menor vazão, o que pode ter contribuído para que a quantidade deste nutriente fosse maior que o perfil anterior.

A maior perda ocorreu para P7, tanto para a quantidade de NH_4 (TABELA 1), quanto para a vazão (TABELA 2). Esses dados mostram que os solos arenosos apresentam mais susceptibilidade a lixiviação, e conseqüentemente a contaminação da água é muito maior em cabeceiras de drenagem de textura arenosa, onde áreas agricultáveis são cultivadas. Esses solos apresentam menos carga e assim, não conseguem reter seus nutrientes. Esse resultado concorda com SMITH et al (1990), que indica que perdas significativas de nitrogênio na forma de amônio podem ocorrer em solos arenosos devido a baixa CTC.

GRÁFICO 1 – QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa

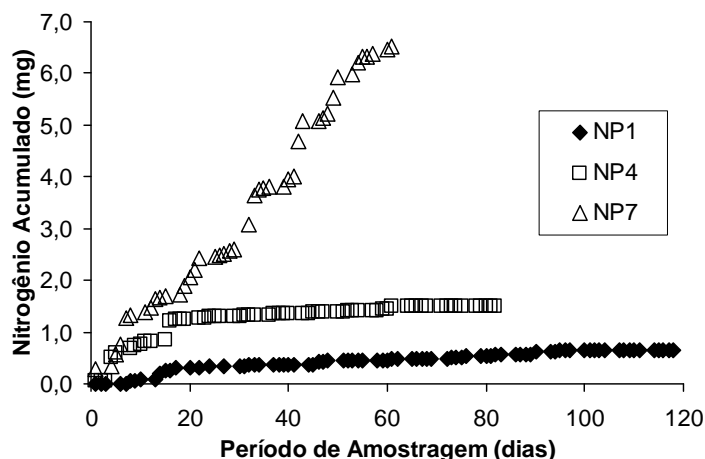
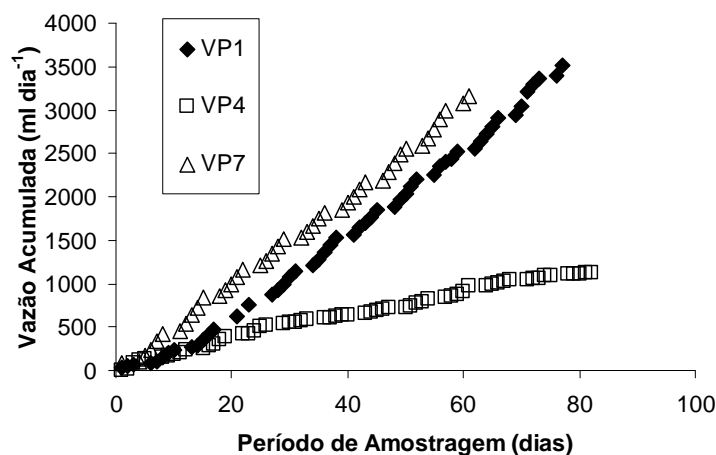


GRÁFICO 2 - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa



Para os solos de subsuperfície (GRÁFICO 3), a lixiviação de NH_4 (TABELA 1) apresentou um comportamento oposto ao apresentado pelos solos de superfície. O maior valor apresentado corresponde ao P1, com aproximadamente 11 mg (TABELA 1), e também foi o perfil que apresentou maior lixiviação, com mais de 90% da água lixiviada, em relação a quantidade aplicada (TABELA 2). De acordo com LESPCH (2002), o horizonte B, que se encontra nesta profundidade, sua estrutura é composto de agregados com formato arredondado e tamanho muito pequeno, os quais são numerosos e acomodados de modo a deixarem uma grande quantidade de macroporos entre eles, o que proporciona uma alta permeabilidade à água, mesmo com altos teores de argila, justificando esse maior valor encontrado em relação aos outros dois perfis.

Pelo gráfico 3, P4 e P7 apresentaram praticamente os mesmos valores de NH_4 , com aproximadamente 3,5 mg (TABELA 1), mas os valores de vazão apresentaram valores distintos, com aproximadamente 43 e 68%, para P4 e P7, respectivamente. Como a vazão foi maior para P7, de textura arenosa, pode-se considerar que a quantidade de NH_4 foi menor, confirmando o comportamento oposto apresentado pelos solos de subsuperfície em relação a superfície.

GRÁFICO 3 - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa

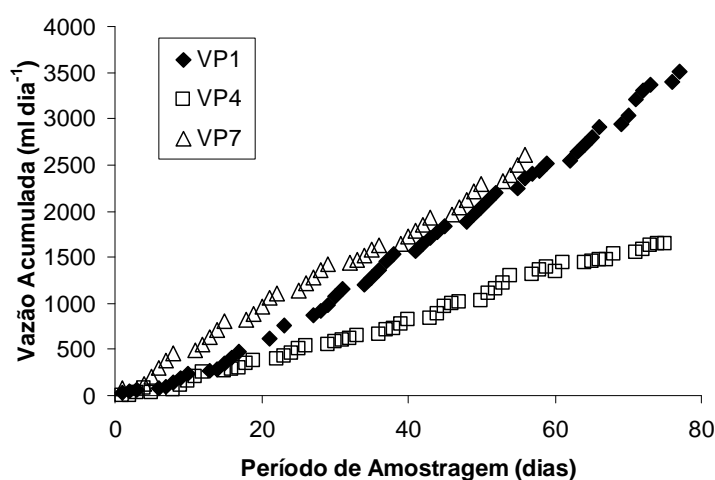


GRÁFICO 4 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa

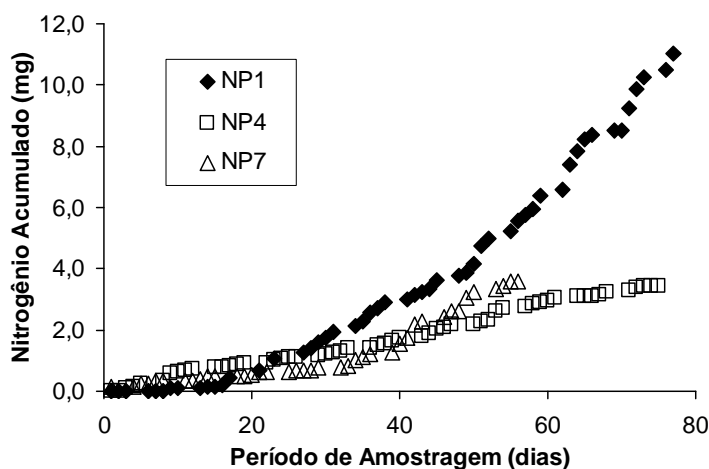


TABELA 1 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO LIXIVIADA (QAL) EM (MG) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	mg/L		
P1	42,02	0,65	1,54
P4	42,02	1,51	3,56
P7	42,02	6,52	15,51
Subsuperfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	mg/L		
P1	42,02	11,05	26,29
P4	42,02	3,44	8,18
P7	42,02	3,56	8,47

TABELA 2 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%)

Superfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	L		
P1	3,82	1,59	41,62
P4	3,82	1,13	29,58
P7	3,82	3,16	82,72
Subsuperfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	L		
P1	3,82	3,51	91,88
P4	3,82	1,65	43,19
P7	3,82	2,61	68,32

2.3.2 Solos Semi-Hidromórficos

O GRÁFICO 5 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de (NH₄) dos solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa). O GRÁFICO 6 apresenta as mesmas perdas acumuladas de (NH₄), com a diferença que estes solos semi-hidromórficos foram coletados na subsuperfície. O GRÁFICO 7 apresenta as perdas acumuladas da vazão dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO

ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa) e o GRÁFICO 8 apresenta as mesmas perdas acumuladas de vazão para a subsuperfície.

A semelhança do que ocorreu com os solos não-hidromórficos, os solos semi-hidromórficos apresentaram o mesmo comportamento para os solos de superfície (GRÁFICO 5). O menor valor encontrado de NH_4 ocorreu para P2, com 1,4 mg, seguido de P5, com 1,64 mg (TABELA 3). A vazão também apresentou o mesmo comportamento, com maior perda para P2, com aproximadamente 68% da água lixiviada em relação a quantidade que foi aplicada, e 46% para P5 (TABELA 4). Os dados mostram que este solo apresenta baixa função filtro, e, portanto, são insuficientes para a proteção dos recursos hídricos (CURCIO, 2004). Se os valores lixiviados desta cabeceira de drenagem apresentam valores altos no terço médio da paisagem, a probabilidade de contaminação dos recursos hídricos é muito maior.

O P8 apresentou o maior valor de NH_4 , com mais de 10 mg (TABELA 3), e também foi o perfil que apresentou a maior vazão, com aproximadamente 75% da água lixiviada (TABELA 4). Este resultado mostra a semelhança do que ocorreu com os solos não-hidromórficos, que os solos de textura arenosa apresentam sua capacidade de filtragem insuficiente, pois esses solos apresentam menos carga para reterem os nutrientes. O problema torna-se ainda maior, se levarmos em consideração que estes solos geralmente localizam-se em relevo mais movimentado na paisagem, neste caso no terço médio, e como via de regra, são classificados como distróficos, requerem doses elevadas de fertilizantes e corretivos (MELO et al, 2007). Isso faz com que o solo precise filtrar muito mais do que sua capacidade e, conseqüentemente, a probabilidade de contaminação dos recursos hídricos é muito maior.

GRÁFICO 5 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa

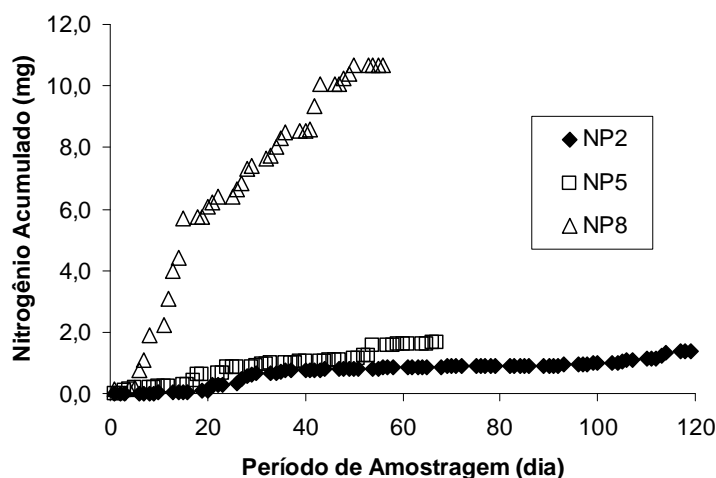
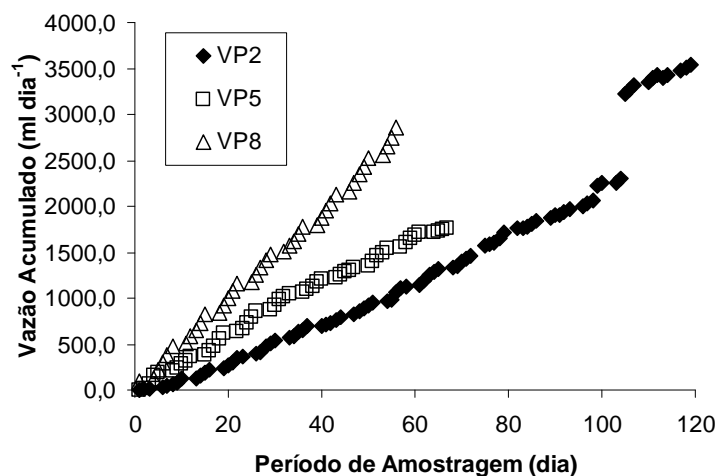


GRÁFICO 6 - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa



Pelo GRÁFICO 6, observa-se que para os solos de subsuperfície, o perfil que apresentou o maior valor de NH_4 foi P2, com 5,5 mg (TABELA 3), e também, foi o perfil que apresentou a maior vazão dos solos semi-hidromórficos de subsuperfície, com mais de 70% da água lixiviada (TABELA 4). Este solo foi o que apresentou a menor capacidade de filtro dos solos deste regime hídrico, e como este solo encontra-se no terço médio com alto valor, a probabilidade de este solo chegar ao terço inferior com elevada dose de NH_4 é muito maior, e a contaminação dos recursos hídricos também é bastante acentuada.

O contrário ocorreu com P5 que apresentou a menor perda e a menor lixiviação deste regime hídrico, com 1,1 mg de NH_4 (TABELA 3) e menos de 15% de lixiviação em relação ao total aplicado. Esta diferença acentuada se comparada a P2, que apresenta a mesma classificação de Cambissolo, e também a mesma textura, deve-se a heterogeneidade do material de origem, das formas do relevo, e assim, as características destes solos variam muito de um local para o outro. Sendo que esta classe comporta desde solos fortemente até imperfeitamente drenado (EMBRAPA, 2006). Assim, este solo apresentou uma capacidade de filtragem maior se comparado com o P2.

O P8 apresentou uma perda bastante acentuada, chegando próximo seu valor a P2, onde a perda de NH_4 foi de 4,4 mg (TABELA 3), e a vazão foi bastante reduzida, chegando a apenas 15% de lixiviação do total de água aplicada (TABELA 4). Isso pode ter contribuído para que esse valor fosse elevado. Este solo mostrou-se imperfeitamente drenado (EMBRAPA, 2006), mas mesmo assim seu valor é bastante alto. Como já citado para os outros solos do terço médio, se o valor encontra-se alto nesta posição da paisagem, a probabilidade dos solos hidromórficos não apresentarem uma depuração suficiente é muito maior. Também é preciso salientar, o que vale para considerações anteriores e futuras, que a dosagem de NPK aplicada ao solo, corresponde ao valor a ser adicionado ao solo ao longo de cinco anos de cultivo agrícola, submetido a um volume de chuvas de um ano. Isto não impede de supor que o volume de perdas acumuladas, com aplicações anuais ao longo de cinco anos, seja igual ou maior do que as obtidas neste estudo.

GRÁFICO 7 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa

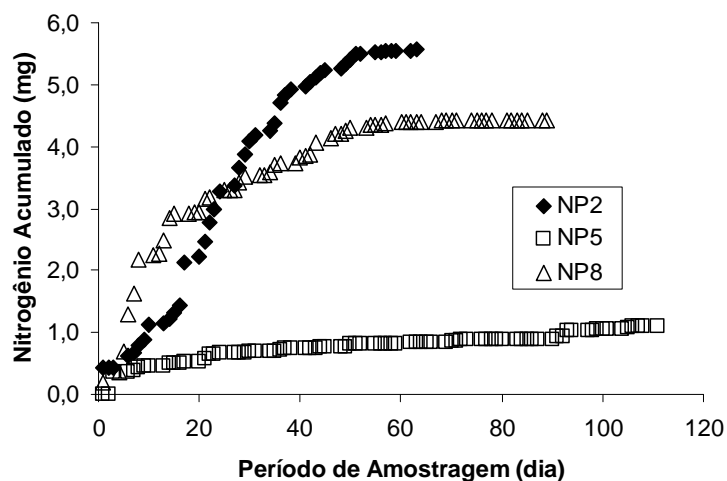


GRÁFICO 8 - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa

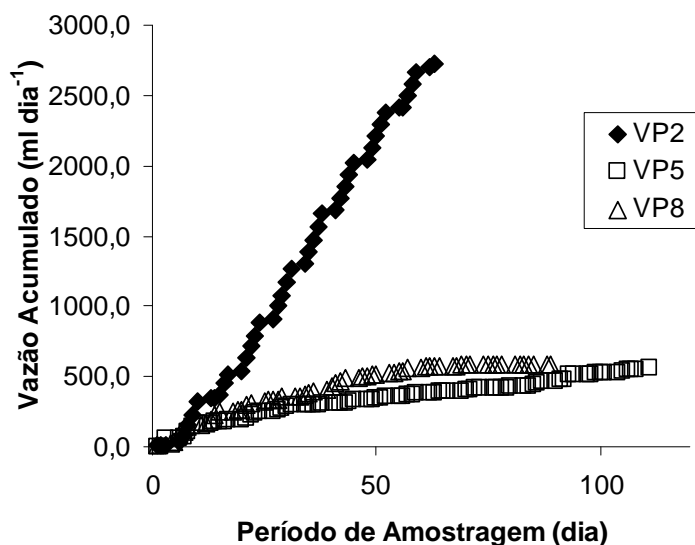


TABELA 3 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO LIXIVIADA (QAL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QPA	QPL	%
	mg		
P2	42	1,46	3,47
P5	42	1,64	3,90
P8	42	10,68	25,41
Subsuperfície			
Perfis	QPA	QPL	%
	mg		
P2	42	5,58	13,27
P5	42	1,11	2,64
P8	42	4,42	10,51

TABELA 4 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%)

Superfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	L		
P2	3,82	2,61	68,32
P5	3,82	1,76	46,07
P8	3,82	2,86	74,86
Subsuperfície			
Perfis	QAA	QAL	%
	L		
P2	3,82	2,72	71,20
P5	3,82	0,56	14,65
P8	3,82	0,58	15,18

2.3.3 Solos Hidromórficos

O GRÁFICO 9 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de NH_4 dos solos hidromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tértrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 11 apresenta a mesma perda acumulada de potássio, para o solo hidromórfico (P9) coletado na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, devido a saturação hídrica permanente. Os solos desta classe ocorrem na maioria das vezes em áreas de relevo plano ou suave ondulado, como no caso destas cabeceiras de drenagem, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, sendo que nas baixadas, como neste caso, que era o último solo estudado da pedossequência, estes solos são hidromórficos (SBCS, 2006).

Pelo GRÁFICO 9, observamos que a menor perda de NH_4 ocorreu para P3, com pouco mais de 5 mg (TABELA 5), mas apresentou a maior vazão dos solos hidromórficos, com um pouco mais de 68% da água lixiviada em relação ao total aplicado. Este perfil está localizado na faixa de transição entre o ORGANOSSOLO e o CAMBISSOLO, caracterizando uma faixa de amortização para o ORGANOSSOLO dos efeitos degradantes que possam vir ao longo da cabeceira de drenagem. Portanto, tem papel fundamental na depuração para preservar a qualidade da água que chega aos ORGANOSSOLOS (CURCIO, 2004).

Pelo gráfico observamos que P6 apresentou a maior quantidade de NH_4 na água de lixiviação, com mais de 15 mg (TABELA 5) e vazão de 52% em (TABELA 6). Esse valor foi bastante acentuado, e torna-se ainda mais agravante se levarmos em conta que este é o último perfil da cabeceira de drenagem, encontrando-se no terço inferior. A filtragem do NH_4 torna-se bastante prejudicada, porque este solo apresenta um soterramento de 30 cm (ANEXO 1), o que propicia a diminuição da sua capacidade de suporte e potencial de depuração da água, devido a diminuição das cargas, acarretando em prejuízo da qualidade da água que transita nestes solos antes de adentrar no manancial hídrico (MELO et al, 2007).

GRÁFICO 9 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO "Sáprico" térrico (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

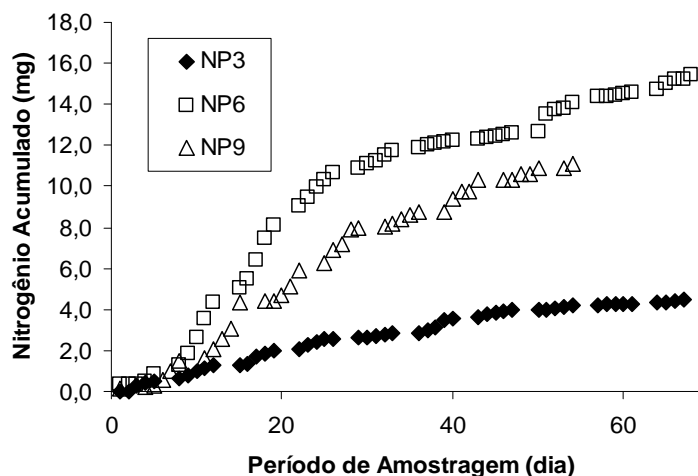
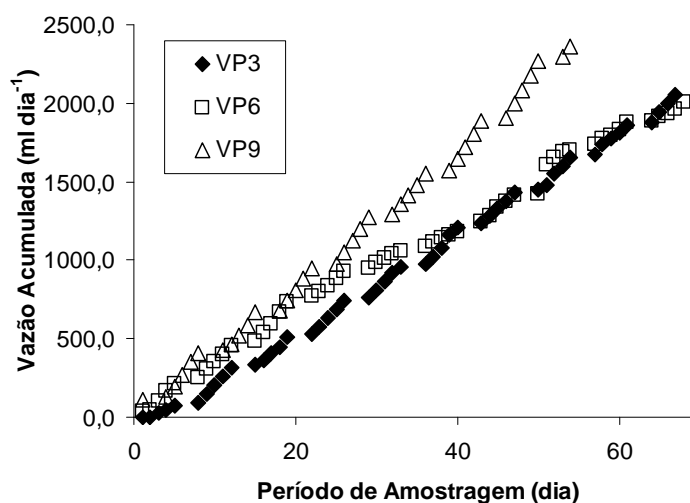


GRÁFICO 10 - VAZÃO ACUMULADA NAS COLUNAS DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa



O P9 foi o perfil que apresentou a segunda maior perda de NH_4 , mas mesmo assim seu valor foi bastante acentuado, chegando a mais de 11 mg (TABELA 6), e sua vazão foi maior de 60% para a superfície. Já para a subsuperfície (GRÁFICO 11), sua perda foi um pouco mais reduzida, mas mesmo assim, esse valor foi bastante alarmante, chegando a mais de 7 mg (TABELA 6), mas sua vazão mostrou-se 4 vezes menor que a superfície, chegando a apenas 15% em relação a quantidade de água que foi aplicada. Essa vazão reduzida pode ser atribuída ao horizonte B que se apresenta adensada, característica deste solo (LESPCH, 2002). Mesmo com sua permeabilidade reduzida, os valores altos mostram que cabeceiras de drenagem com textura arenosa devem ser utilizadas com um controle, pois a capacidade de depuração destes solos é bastante frágil e como esses solos são a última oportunidade de filtragem dos poluentes que chegam ao manancial hídrico, devido as suas cargas bastante reduzida, a probabilidade de contaminação é muito maior.

GRÁFICO 11 - QUANTIDADE DE AMÔNIO ACUMULADO DO SOLO HIDROMÓRFICO DE SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

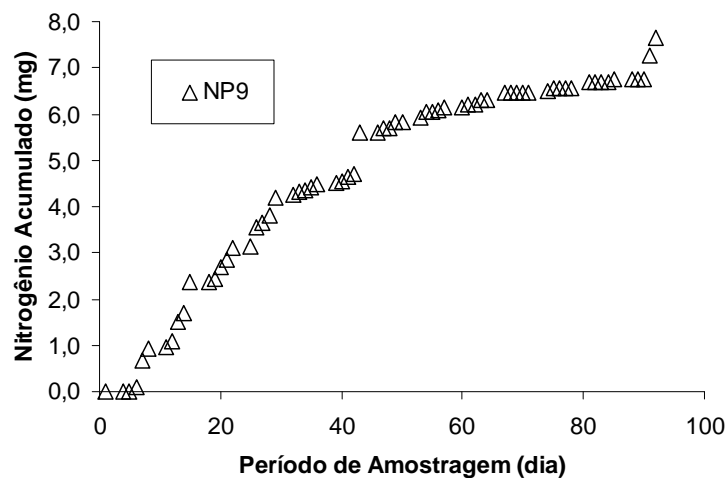


GRÁFICO 12 - VAZÃO ACUMULADA NA COLUNA DO SOLO HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

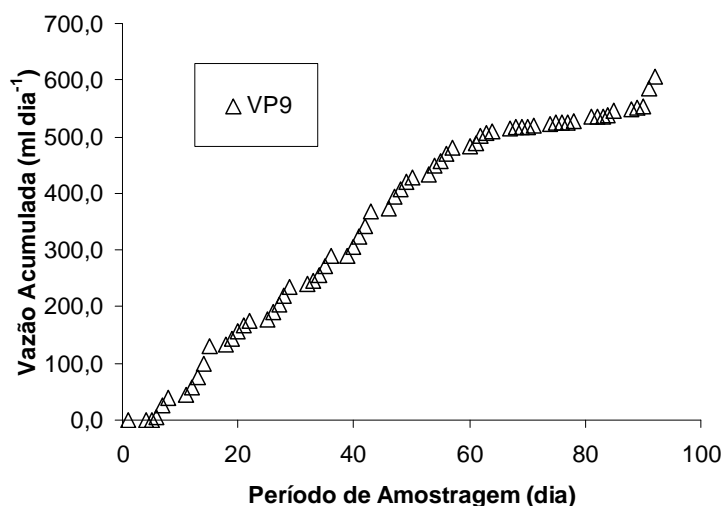


TABELA 5 - QUANTIDADE DE AMÔNIO APLICADA (QAA) EM (mg), QUANTIDADE DE AMÔNIO LIXIVIADA (QAL) EM (MG) E PORCENTAGEM DE AMÔNIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QPA	QPL	%
	mg		
P3	42	5,13	12,20
P6	42	15,42	36,69
P9	42	11,11	26,43
Subsuperfície			
Perfis	QPA	QPL	%
	mg		
P9	42,02	7,65	18,20

TABELA 6 - QUANTIDADE DE ÁGUA APLICADA (L), QUANTIDADE DE ÁGUA LIXIVIADA (L) E PORCENTAGEM DE ÁGUA PERDIDA POR LIXIVIAÇÃO (%)

Superfície			
Perfis	QAA	QAL	%
L			
P3	3,82	2,23	68,32
P6	3,82	2,00	52,35
P9	3,82	2,36	61,78
Subsuperfície			
Perfis	QAA	QAL	%
L			
P9	3,82	0,60	15,70

A média ponderada para a concentração de amônia lixiviada das colunas, apresentou valores distintos, variando de acordo com o regime hídrico de cada solo. Os solos não-hidromórficos apresentaram valores de aproximadamente 0,3; 1,2 e 2,1 mg L⁻¹ para P1, P4 e P7, respectivamente, para a água lixiviada das colunas de solos coletados na superfície e valores de 3; 2 e 1,4 mg L⁻¹ para a água lixiviada das colunas de solo de subsuperfície. Para os solos semi-hidromórficos, os valores encontrados da água lixiviada das colunas de solos de superfície foram de aproximadamente 20; 1 e 4 mg L⁻¹, para a subsuperfície, os valores encontrados foram de 1,8; 1,3 e 4,1 mg L⁻¹, para P2, P5 e P8, respectivamente. Já para os solos hidromórficos a concentração dos valores da água lixiviada das colunas de superfície apresentaram valores de aproximadamente 1,4; 7 e 1,4 mg L⁻¹, tanto para P3, P6 e P9, e para a subsuperfície, o valor encontrados foi de 9,7 mg L⁻¹ em P9.

Neste sentido, observamos que a concentração de N-NH₄ na água de lixiviação esteve acima dos índices máximos sugeridos pelo CONAMA (BRASIL, 2005), que estabelece o valor de 3,7 mg L⁻¹ de N-NH₄ como limite para valores de pH da água menores que 7,5. Estes índices estiveram maiores nos perfis P2, P6, P8 e P9, para a amônia lixiviada dos solos de superfície e nos P8 e P9 para a subsuperfície, e P1 está bem próximo deste limite. Como o pH da água do escoamento superficial se manteve abaixo de 7,5; significa que há risco potencial de contaminação por N-NH₄ ao ambiente. Com relação à Portaria do Ministério da Saúde nº. 518 de 2004 (BRASIL, 2004), o valor máximo permitido é de 1,5 mg L⁻¹ de NH₄ na água para consumo humano. Os valores de N-NH₄ encontrados neste trabalho estão acima deste limite para o solo de superfície nos perfis P6, P7, P8 e P9, para a subsuperfície este valor encontra-se em P1, P2, P4, P8 e P9, sendo que

em P5 e P7 estes valores encontram-se muito próximo deste limite, o que representa uma fonte de contaminação da água caso esta fosse utilizada para consumo humano.

Altas concentrações de amônia em águas de superfície, acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ podem ser indicações de contaminação por fertilizantes. A concentração excessiva de amônia é tóxica para a vida aquática, sendo que na forma não ionizada (NH_3), mesmo em baixas concentrações, podem ser fatais para os peixes, pois afetam o sistema nervoso central do animal, reduzindo sua capacidade de consumir oxigênio e diminuindo sua resistência a doenças (MICRONAL). Além da contaminação ambiental, o excesso de N (também na forma amoniacal) pode levar à ocorrência de problemas de saúde animal, vegetal e humana (OWENS, 1994). Segundo BOTTCHEER et al (1981), a perda de N em subsuperfície é maior em solos arenosos, como ocorreu neste estudo, em que as maiores perdas ocorreram nestas profundidades, acentuando os riscos que podem ser causados á água.

2.3.4 Equações com correlações e probabilidades obtidas para os dados de amônia lixiviada

Na TABELA 7 são apresentadas às equações, os coeficientes de correlação e as probabilidades obtidos entre a quantidade de NH_4 lixiviada durante o período de estudo e algumas características químicas e físicas do solo determinadas. Os solos foram agrupados de acordo com a posição ocupada na paisagem, assim no grupo A estão os solos não-hidromórficos de diferentes texturas, no grupo B, os solos semi-hidromórficos e no grupo C, os solos hidromórficos. Embora a quantidade de NH_4 seja a resultante da lixiviação numa coluna indeformada da camada superficial (0 – 50 cm) e subsuperficial (50 – 100 cm) do solo, as correlações foram geradas para cada profundidade de solo amostrado no campo, antes da aplicação do adubo.

Para os solos não-hidromórficos, os melhores índices de determinação foram obtidos com características do solo da camada superficial (0 a 10 cm) e na camada de 30 a 50 cm. Nestas camadas, a quantidade acumulada de amônia se correlacionou com as características do solo de permeabilidade saturada (K_s), carbono orgânico (CO), conteúdos de areia grossa e argila e macroporosidade. As características físico-hídricas estão relacionadas com a perda de amônia devido a maior movimentação deste elemento em solos arenosos. Como já discutido, esses

solos apresentam menos carga e maior capacidade de lixiviação. Também alguns autores, como OWENS (1994), justifica as correlações de amônio aos macroporos, ao movimento em canais criados por raízes em decomposição. A argila destes perfis apresenta grande estabilidade ambiental, fazendo com a perda deste elemento seja comparada aos solos de textura arenosa. Estes fatores contribuem com que a vazão seja maior, da mesma maneira os solos hidromórficos apresentaram correlações areia fina, areia grossa, argila e CO. A permeabilidade correlacionou com a camada de 30 a 50 cm devido a grande quantidade de macroporos. Como a correlação que ocorreu nas profundidades de 0 – 10 e 30 – 50 cm do grupo C. O lixiviado não apresentou correlação apenas com a camada de 20 a 30 cm para os solos semi-hidromórficos, para as demais camadas os índices de correlação foram altos e as características mais selecionadas foram areia fina e argila, podendo ser atribuído estes valores as mesmas características do solo não-hidromórficos.

TABELA 7 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE AMÔNIO LIXIVIADO:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
0-10	A	$7,242+5252,58*Ks-1,04*CO$	93,35	<0,001
0-10	B	$-19,380+0,111*Areia_fina$	88,88	<0,001
0-10	C	$82,189-0,064*CO-0,104*Areia_fina+0,005*Q-0,075*Areia_grossa-0,099*Argila$	92,45	0,016
10_20	A	$-3,063+41,780*Macro$	71,24	0,003
10_20	B	$-14,236+41,364*Macro+0,061*Areia_fina$	98,26	<0,001
20-30	A	$1,458+5932,301*Ks$	64,04	0,006
20-30	C	$-17,170+0,4223*CO+175,647*Macro+4214,297*Ks$	93,05	<0,001
30-50	A	$-9,479+0,035*Areia_grossa+0,021*Argila-44,213*Macro$	93,03	<0,001
30-50	B	$11,953-0,032*Argila$	82,24	<0,001
30-50	C	$0,7978+0,4758*CO+0,0029*Q$	57,68	0,004

Na TABELA 8 são apresentadas às equações, os coeficientes de correlação e as probabilidades obtidos entre a quantidade de amônia lixiviada durante o período de estudo e algumas características químicas e físicas do solo determinadas para os solos de subsuperfície. Nestas camadas a quantidade acumulada de NH_4 se correlacionou com as características do solo de argila, vazão (Q), carbono orgânico (CO) e conteúdo de areia grossa. KARLEN et al (1994) afirmam que o CO no solo está entre as características mais importantes para restabelecer, manter ou melhorar a qualidade do solo. A correlação com a argila pode ser justificada devido a este elemento estar adsorvido aos colóides do solo implicando em maiores perdas deste nutriente (SHICK et al, 2000). O lixiviado apresentou correlação apenas com a vazão (Q) e a macroporosidade para os solos semi-hidromórficos, e os índices de correlação foram alto. Segundo o mesmo autor, a redução da porosidade e particularmente da macroporosidade, resultam na redução da condutividade

hidráulica e conseqüentemente limita a capacidade de infiltração de água no solo. Neste caso ocorreu o oposto, a correlação com a macroporosidade aumentou a infiltração do amônio. O solo hidromórfico não apresentou correlações.

TABELA 8 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE AMÔNIO LIXIVIA:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
50-100	A	$-0,5539+0,0327*Argila-0,0051*Q+0,7903*CO+0,0271*Areia_grossa$	84,31	0,018
50-100	B	$-5,5151+65,6723*Macro+0,0017*Q$	94,02	<0,001

2.4 CONCLUSÕES

Para a camada superficial de 0 a 50 cm, solos das três cabeceiras de drenagem apresentaram perdas acumuladas distintas de amônia na água de lixiviação.

Para os solos não-hidromórficos, as maiores perdas de amônia ocorreram para P7, que apresentou uma quantidade de amônia na água de lixiviação 10 vezes maiores que P4 e 4,3 maiores que P1. Para os solos de subsuperfície, P1 apresentou 1,5 a mais de amônia na água de lixiviação que P4 e 2,25 vezes maior que P7. Mostrando que os solos de superfície mostraram-se de maneira oposta aos solos de subsuperfície. Assim, P1 apresentou maior capacidade de filtragem na superfície e menor na subsuperfície;

A lixiviação de amônia para os solos semi-hidromórficos de superfície foi maior para P2, sendo 20 vezes maior que P5 e 5 para P8. A amônia na água de lixiviação de subsuperfície foi maior para P8, sendo 3 vezes maior que P5 e 2,2 para P2. O solo de superfície apresentou maior capacidade de retenção dos nutrientes P8, mas em compensação esse mesmo solo de subsuperfície apresentou maior capacidade de perda de amônia na água de lixiviação e também de contaminação dos mananciais hídricos.

Os solos hidromórficos de superfície apresentou sua maior perda na água de lixiviação no perfil P6, sendo 5 vezes maior que P3 e 1,5 maior que P9, que na subsuperfície apresentou o maior valor de amônia na água de todos os solos deste regime hídrico. Estes dados mostram que os solos hidromórficos, sendo a última oportunidade de filtragem dos poluentes antes de chegar ao manancial hídrico é a

ultima oportunidade de filtragem dos poluentes, e como pode ser observada pelos dados amostrados, essa filtragem mostrou-se insuficiente.

As correlações entre o volume de nitrato perdido por lixiviação nas colunas dos solos estudados e as características físico-hídricas e granulométricas foram significativas;

A média ponderada para a concentração de amônia lixiviada das colunas de superfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os perfis P2, P6, P8 e P9;

A média ponderada para a concentração de amônia lixiviada das colunas de subsuperfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os perfis P8 e P9, e P1 apresentou valor bastante próximo do permitido pela legislação.

2.5 REFERENCIAS

BOTTCHER, A. B.; MONKE, E. J.; HUGGINS, L. F. **Nutrients and sediment loading from a subsurface drainage system**. Transaction of ASAE (American Society of Agricultural Engineers), St. Joseph, v. 24, n. 5, p. 1221-1226, 1981.

BRASIL - **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução CONAMA nº 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRASIL - **Ministério da Saúde (MS)**. Portaria MS nº 518/2004. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

CURCIO, G. R. Solos. In: **Plano de Manejo Parque Estadual de Vila Velha**. Curitiba: IAP – Instituto Ambiental do Paraná, SEMA, Secretaria do Estado do meio Ambiente e Recursos Hídricos. P. 136 – 174, 2004.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária**. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª edição, Brasília: Embrapa: Centro Nacional de pesquisa de Solos, Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306 p.

FASSBENDER, H. W. **Química del suelos**. Instituto Interamericano de Cooperacion para la Agricultura. 1986. Cap. 5, 9,12.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. **A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality**. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BZEDICEK, D.F. &

LAL, R.; STEWART, B.A. **Soil processes and water quality**. In: LAL, R. & STEWART, B.A., eds. Soil process and water quality. Advances in soil science, Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p. 1 - 6.

LESPCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.

MELO, M. S. de; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa, editora UEPG, 2007. 230 p.

MICRONAL ARTIGOS TÉCNICOS. Disponível em: www.micronal.com.br/artigostecnicos/saude_agua.htm Acesso em: 02 de junho 2009.

OWENS, L. B. **Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water**. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Eds.). *Advances in soil science. Soil processes and water quality*, Boca Raton, Lewis Publishers, 1994, p. 137-162.

PARRY, R. **Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. environmental protection agency perspective**. *Journal of Environmental Quality*, v.27, p.258-261, 1998.

PHILLIPS, I.; BURTON, E. **Nutrient leaching in undisturbed cores of an acidic sandy Podosol following simultaneous potassium chloride and di-ammonium phosphate application**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 73, p. 1 - 14, 2005.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A. **Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. perdas de solo e água**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 24, p. 427 - 436, 2000.

SMITH, S. J.; SCHEEPERS, J. S.; PORTER, L. K. **Assessing and managing agricultural nitrogen losses to the environment**. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Eds.). *Advances in soil science*, Chelsea, Lewis Publishers, 1990, 398p.

CAPÍTULO 3

LIXIVIAÇÃO DE FÓSFORO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRES PEDOSSEQUENCIAS DO ESTADO DO PARANÁ

3.1 INTRODUÇÃO

No estudo de cabeceiras de drenagem em áreas agricultáveis, as atividades agrícolas contribuem, de forma bastante intensa, para a transferência de nutrientes para os mananciais hídricos. Nos Estados Unidos, por exemplo, admite-se que entre 50 a 60% da carga poluente que contamina os rios, são provenientes da agricultura (GBUREK e SHARPLEY, 1998), enquanto na Europa se considera que entre 24 a 71% do total de fósforo transferido para os rios são originados de áreas agricultáveis (VIGHI e CHIAUDANI, 1987).

A substituição da vegetação natural pela agricultura representa um processo de deterioração da qualidade da água. Para tornar a agricultura mais intensiva, são adicionados fertilizantes, com elevados teores de nutrientes, em especial, o nitrogênio e o fósforo. Os agricultores, visando garantir uma produção elevada, adicionam quantidades excessivas de N e P, geralmente muito superiores à capacidade de assimilação dos solos (Von SPERLING, 1996).

A poluição causada pela agricultura pode ocorrer de duas formas: pontual ou difusa. A pontual é quando a fonte emite o poluente a partir de um ponto caracterizado, como por exemplo, a contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde quantidades de dejetos são lançadas diretamente no ambiente. A poluição difusa é gerada em áreas extensas, sendo normalmente associada, no meio rural, às precipitações pluviais, aos nutrientes como o fósforo, aos defensivos agrícolas, a lixiviação e ao fluxo de macroporos que chegam aos corpos de águas superficiais de forma intermitente (MANSOR, 2005). Devido a estas características, este tipo de poluição está relacionado com algumas propriedades do solo como a infiltração e porosidade (MERTEN e MINELLA, 2002).

Esses nutrientes aplicados no solo, especialmente nitrogênio e fósforo, ocasionam um aumento na atividade primária de organismos aquáticos autotróficos, particularmente algas planctônicas (fitoplâncton) e plantas aquáticas (macrófitas) (MERTEN e MINELLA, 2002). Segundo TUNDISI (2003), este fenômeno é

conhecido como eutrofização. O processo de eutrofização pode ser definido como um aumento da quantidade de nutrientes no ecossistema aquático. A associação entre a eutrofização e a excessiva produção fitoplantônica é tão direta, que por vários autores é utilizada como a própria definição de eutrofização (VALENTE et al., 1997).

Suas conseqüências são muitas, entre elas estão à redução da quantidade de oxigênio dissolvido na água e o comprometimento da sua utilização para abastecimento doméstico, devido a alterações no sabor e odor da água e na liberação de toxinas produzidas por algumas espécies de algas (VALENTE et al., 1997).

Embora seja necessário nitrogênio e carbono para o crescimento de algas, o ciclo do fósforo é considerado como o mais crítico da produção orgânica dos reservatórios, o que se deve à dificuldade em controlar a troca ar-água de nitrogênio e carbono e a fixação atmosférica do nitrogênio pelas algas. Portanto, não basta dar ênfase ao nitrogênio, uma vez que na água doce, o fósforo é o elemento crítico (SIMARD et al., 2000).

O fósforo é um elemento essencial para vida dos organismos, sendo considerado um nutriente limitante da atividade primária em sistemas de água doce (VASCONCELOS et al., 2005). O problema da eutrofização de lagos e reservatórios tem sido objeto de preocupação por parte de toda a sociedade, em função dos impactos gerados na qualidade da água e a possibilidade de ocorrência de cianobactérias tóxicas (CARMICHAEL et al., 2001; TUNDISI et al., 2004).

Os valores aceitos, pela legislação, através da Resolução do CONAMA nº. 357 de 2005 (BRASIL, 2005), para água doce classe especial e classe 1 são divididos de acordo com o ambiente da água. Em ambientes lênticos, o CONAMA admite valores de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de P total, em ambientes intermediários e tributários diretos, admite valores de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de P total e, em ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, admite valores de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de P total. A água doce classe especial e classe 1 são destinadas ao consumo humano após desinfecção e tratamento simplificado, respectivamente. De acordo com o CONAMA, ambiente lêntico é o ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado, como lagos e represas, enquanto ambiente lótico é ambiente relativo a águas continentais moventes, como os rios (BRASIL, 2005).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a lixiviação de fósforo em colunas indeformadas de solos de três pedossequências do estado do Paraná e a correlação entre o volume de fósforo lixiviado e as características químicas e físico-hídricas que se relacionam com este processo. Foi aplicado nas diferentes colunas uma concentração de NPK igual a recomendada no campo para o cultivo de milho. O teor de fósforo lixiviado foi mensurado na tentativa de entender a dinâmica da lixiviação do fósforo sobre diferentes regimes hídricos.

3. 2 MATERIAIS E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes regimes hídricos do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem, inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, inserida no Arenito do Grupo Itararé. A terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

Os solos utilizados no experimento foram classificados de acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), na pedossequência 1: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico, CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico; na pedossequência 2, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico; e na pedossequência 3, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

O teor de fósforo solúvel lixiviado das colunas indeformadas de solos foram analisados da seguinte maneira: o teor de Fósforo Solúvel (PS) em água foi determinado em espectrofotômetro (Spectrometer UV/VIS – Perkin Elmer – Lambda 20) com comprimento de onda de 660 Å, pelo método do teste do ácido ascórbico. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, com uma curva de

calibração de quatro pontos (0; 0,1; 0,5; 1,0 e 4,0 $\mu\text{g L}^{-1}$), com concentração crescente de P e r^2 da equação gerada com os pontos da curva foi em média 0,9998. As amostras foram preparadas com 2,5 ml da amostra, 5,0 mL da solução de molibdato de amônio diluída (1/3 de molibdato de amônio (2%) e 2/3 de água destilada e deionizada). As leituras foram realizadas após 15 minutos, sendo que eram feitas 40 amostras de cada vez. Quando estas extrapolavam a curva de calibração procedia-se a diluição da amostra com água destilada e deionizada na proporção de 1:5.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.3.1 Solos Não-Hidromórficos

O GRÁFICO 1 apresenta as perdas acumuladas da quantidade de fósforo solúvel (PS) dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa). O GRÁFICO 2 apresenta as mesmas perdas acumuladas de PS, com a diferença destes solos não-hidromórficos terem sido coletados na subsuperfície.

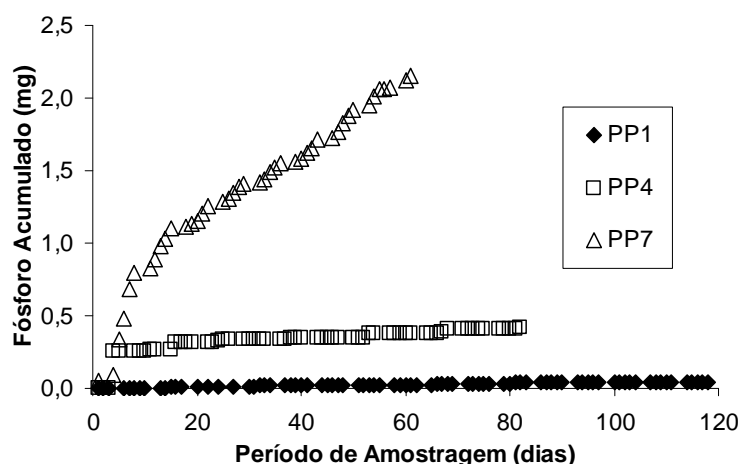
Os três solos analisados no GRÁFICO 1, são classificados como Latossolos, apesar de apresentam diferentes texturas e materiais de origem. Segundo o SBCE (2006), apresentam a característica de terem um avançado estágio de intemperização e evolução, como resultado de enérgicas transformações no material que o constituem, geralmente variam de fortemente a bem drenados. Essas características ajudam a compreender os diferentes períodos de amostragem dos três solos (GRÁFICO 1), que não foram coincidentes e também as diferentes quantidades do PS lixiviado (TABELA 1).

Observamos que a quantidade de PS lixiviada foi reduzida em relação aos outros nutrientes, como o nitrogênio e o potássio, devido a sua característica de baixa mobilidade. O fósforo, ao contrário do nitrogênio, se movimenta muito pouco ao longo do perfil do solo, especialmente em solos argilosos, ocorrendo um maior

acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo (MUZILLI, 1981).

O maior valor de PS lixiviado ocorreu para P7, com 3,25% (TABELA 1). Este solo tem sua formação de origem no Arenito Caiuá, e, portanto, apresenta uma textura arenosa. Esses solos apresentam baixa capacidade de cargas em relação às outras texturas, não apresentando poder de retenção aos nutrientes e o processo de lixiviação é mais intenso nestes solos. A segunda maior perda ocorreu para P2, que, apesar de ser classificado como textura arenosa, tem sua origem no Arenito do Grupo Itararé. O solo que apresentou menos perdas foi P1, com origem no Folhelhos de Formação Ponta Grossa. Apesar da textura de P1 e P4 ter a mesma classificação, estes perfis apresentaram comportamento distinto. O solo de P1 apresentou uma perda de 0,06% e P2 de 0,6%, um valor dez vezes maior. Para os dois perfis o valor lixiviado que chega a água é bastante elevado, mostrando que a capacidade de filtragem destes solos de superfície é insuficiente. Ao longo do estudo de toda a cabeceira de drenagem, os solos não-hidromórficos de superfície são os primeiros a serem analisados neste estudo. Se estes valores estão acima do permitido neste local, a filtragem deste solo já começa insuficiente e a tendência destas cabeceiras de drenagem ser susceptíveis a contaminação é muito maior.

GRÁFICO 1 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa



Os solos não-hidromórficos de subsuperfície apresentaram valores de 0,2%; 1% e 0,4% de perda de PS em relação a quantidade aplicada, para P1, P4 e P7,

respectivamente. Para P1, seu valor praticamente triplicou em relação ao solo de superfície e para P2 seu valor também apresentou um acréscimo. Apenas P7 teve sua lixiviação reduzida.

Para P1 e P2 podemos explicar esses valores devido a estes solos se encontrarem estabilizados, apresentando estrutura granular estável, devido ao seu avançado estágio de desenvolvimento. Assim, apresentam altas lixiviações, pois apresentam elevada permeabilidade. Apesar destes fatores, todos os valores apresentaram perdas acima do permitido. Essa baixa filtragem dos solos oferece vários riscos a saúde e ao meio ambiente, pois a contaminação da água neste estudo causa várias conseqüências entre elas a eutrofização, uma das conseqüências do uso excessivo de fertilizantes na agricultura e alterações na drenagem, que aumentam bastante e rapidamente os índices do estado trófico, inclusive em águas subterrâneas (PIOVESAN, 2006). Foi o que ocorreu com os solos semi-hidromórficos, em que novamente os valores estiveram acima do permitido.

GRÁFICO 2 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa

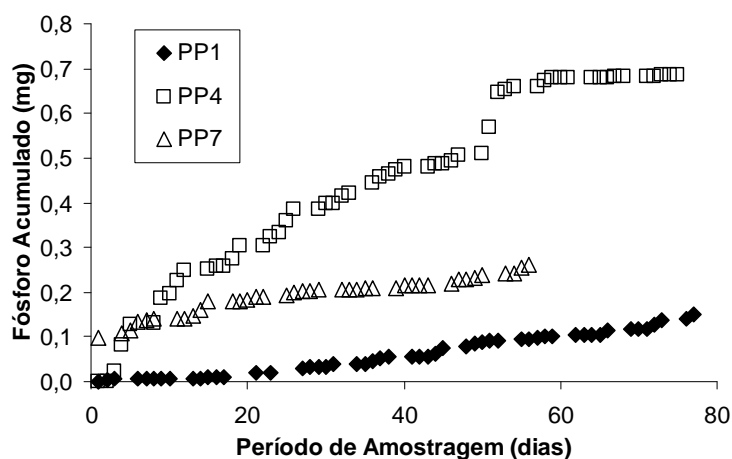


TABELA 1 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QPA	QPL	
	mg	mg	%
P1	66,0	0,04	0,06
P4	66,0	0,41	0,62
P7	66,0	2,15	3,25
Subsuperfície			
Perfis	QPA	QPL	
	mg	mg	%
P1	66,0	0,15	0,22
P4	66,0	0,69	1,04
P7	66,0	0,26	0,39

3.3.2 Solos Semi-Hidromórficos

O GRÁFICO 3 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de fósforo solúvel (PS) dos solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa). O GRÁFICO 4 apresenta as mesmas perdas acumuladas de PS, com a diferença que estes solos semi-hidromórficos foram coletados na subsuperfície.

A semelhança do que ocorreu com os solos não-hidromórficos, o PS apresentou em P2 um valor menor para a lixiviação na superfície (0,1%) em relação a subsuperfície (0,37%). Para P5 e P8, os solos de superfície apresentaram um valor maior na superfície (0,27 e 0,22%, respectivamente) e reduziram seus valores na subsuperfície para 0,12 e 0,10% (TABELA 2).

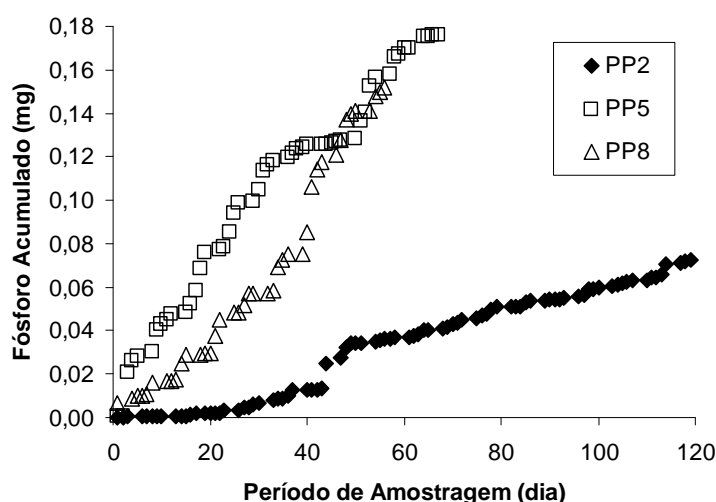
Para os solos de P2 e P5, apesar de apresentarem a mesma classificação de Cambissolo, e também a mesma textura, esta classe de solos apresenta heterogeneidade no material de origem, nas formas do relevo e das condições climáticas do local, variando muito de um local para o outro. Assim, a classe destes solos tem um comportamento de fortemente até imperfeitamente drenado (SBCS, 2006). Esses valores distintos de P2 e P5 podem ser atribuídos ao diferente material de origem, pois para o solo de superfície, podemos observar que P2 apresentou maior capacidade de filtragem deste nutriente, pois foi neste perfil que ocorreu a

menor porcentagem de PS na água de lixiviação. Já P5 apresentou um maior valor dos três perfis, até mesmo de P8, que apresenta uma textura arenosa.

Os maiores valores de P5 e P7 na superfície, em relação aos solos de subsuperfície, podem ter sido influenciados porque o P apresenta maior concentração nas camadas superficiais (0 a 10 cm) e queda acentuada em profundidade (PIOVESAN, 2006). PARHAM et al (2002) também observou acúmulo de P na superfície do solo e queda acentuada em profundidade.

Independente dos perfis analisados, todos os solos apresentaram valores bastante altos, mostrando que mesmo os solos de texturas argilosas, especialmente P1, apresentam filtragem insuficiente. Mostrando que estes solos apresentam baixas cargas para retenção de nutrientes, como o P.

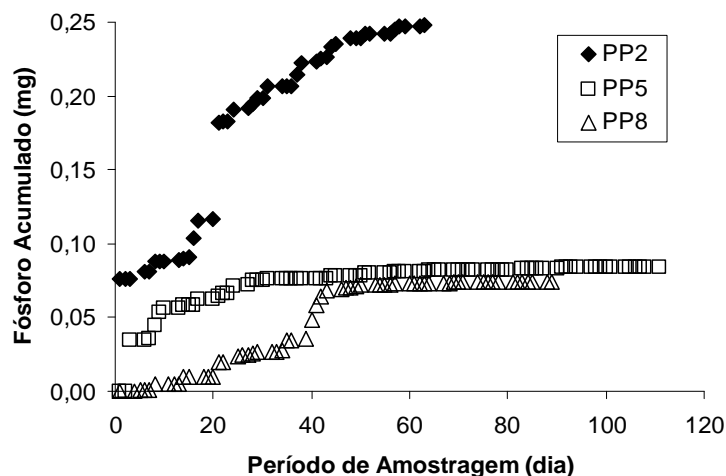
GRÁFICO 3 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa



O GRÁFICO 4 apresenta a maior perda da quantidade de P acumulada para P2, com 0,37% (TABELA 2), seguido de P5, com 0,12% e em último P8, com 0,10%. Este menor valor de P8, apesar de sua textura ser classificada como arenosa, pode ser atribuído a característica dos Argissolos, que apresentam uma profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenado (SBCS, 2006). Esta informação ajuda a explicar porque este valor reduzido em relação aos outros perfis. Além do mais, o P, de modo geral, é mais transportado pelo fluxo superficial do que por subsuperfície, por ser fortemente adsorvido pelas partículas de solo, o que o torna pouco móvel. Assim, esse elemento tende a se acumular na posição em que é

aplicada, somente se transferindo de local quando a porção de solo em que se encontra sofre movimentação (GINTING et al, 1998).

GRÁFICO 4 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.



Mas apesar desta lixiviação reduzida, seu valor apresentado ainda foi bastante elevado em relação à quantidade que seria ideal para que o P não oferecesse nenhum risco à qualidade da água. Pois se os perfis dos solos semi-hidromórfico não está filtrando em uma quantidade suficiente o nutriente, com certeza a quantidade de P que vai chegar ao solo hidromórfico será preocupante.

TABELA 2 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Perfis	Superfície		
	QPA	QPL	
	mg	%	
P2	66,00	0,07	0,10
P5	66,00	0,18	0,27
P8	66,00	0,15	0,22
Perfis	Subsuperfície		
	QPA	QPL	
	mg	%	
P2	66,00	0,25	0,37
P5	66,00	0,08	0,12
P8	66,00	0,07	0,10

3.3.3 Solos Hidromórficos

O GRÁFICO 5 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de P dos solos heteromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 6 apresenta a mesma perda acumulada de P, para o solo hidromórfico (P9) coletado na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, devido à saturação hídrica permanente.

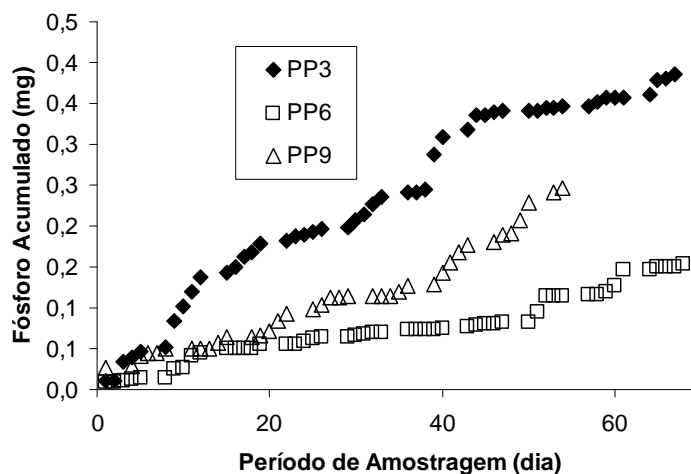
O GRÁFICO 5 mostra que a maior perda de P na água de lixiviação ocorreu para P9, com 2,6% (TABELA 3). O Planossolo foi o perfil que mais apresentou perda por lixiviação. Por se tratar de um solo de textura arenosa, apresenta a maior susceptibilidade a contaminação da água, pois este solo apresenta poucas cargas, com baixa capacidade de filtragem, aumentando o processo de lixiviação. Em seguida, P3 apresentou a maior perda de P, com 0,7% (TABELA 3). Este perfil, classificado como Gleissolo, apresentou 0,7% de perda, e, em último, o Organossolo, com perda de 0,22%.

Devemos observar que, independente dos perfis amostrados, os solos destas classes ocorrem na maioria das vezes em áreas de relevo plano ou suave ondulado, como no caso destas cabeceiras de drenagem, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, sendo que nas baixadas, como neste caso, que era o último solo estudado da topossequencia, são heteromórficos (SBCS, 2006).

Estes solos representam à última oportunidade de filtragem dos poluentes na água, antes que essas chegam ao destino final, mas como podemos observar esta filtragem foi insuficiente. Podemos observar que ao longo das três cabeceiras de drenagem estudadas, o P se encontra com um valor alto já nos solos não-hidromórficos. Se a filtragem dos solos no começo da pedossequência encontra-se insuficiente, o problema da contaminação começa nos primeiros perfis. Quando esta água chegar nos solos heteromórficos, a chance de estar com uma elevada quantidade de P é muito maior. E este problema ainda se agrava se estes solos apresentam filtragem insuficiente.

Medidas devem ser tomadas quanto ao uso excessivo de agroquímicos, pois o fósforo, principal valor limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, é apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes sistemas. Todo fósforo presente em águas naturais pode ter origem das rochas da bacia de drenagem, do material particulado na atmosfera, além de fontes artificiais, como a adição de compostos químicos e fertilizantes (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003). No caso das cabeceiras de drenagem de textura argilosa, o problema torna-se ainda mais acentuado se levarmos em conta que estas são áreas agricultáveis, sob sistema de plantio direto. HEATHWAITE et al (2000), mostram que o plantio direto reduziu as perdas de fósforo total no escoamento superficial, mas incrementou as perdas de fósforo solúvel por lixiviação. Na literatura é muito comparada a mobilidade do fósforo em relação ao nitrato, como o P tem mobilidade muito pequena, as perdas por lixiviação em solos agricultáveis em muitos estudos ainda são consideradas insignificantes.

GRÁFICO 5 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO "Sáprico" térreo (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa.



O P9 apresentou uma perda de 5,6% de P (TABELA 3). Apesar de o Planossolo apresentar a característica de ser imperfeitamente ou mal drenado, adensado, geralmente com acentuada concentração de argila e permeabilidade lenta (SBCS, 2006), os dados mostram que estas características não foram suficientes para que a perda de P por lixiviação fosse menor, e o risco de contaminação reduzido. A quantidade de P perdida neste perfil foi maior de todos os estudados. Essa situação se torna ainda mais complicada, se levarmos em

consideração que o manancial hídrico desta cabeceira de drenagem é utilizado para abastecer o município de Paranavaí. Este solo apresenta uma depuração muito baixa do P, pois este solo apresenta baixas cargas, não conseguindo reter os nutrientes, tornando a lixiviação bastante acentuada, e os riscos de contaminação da água superficial e subterrânea também.

GRÁFICO 6 - QUANTIDADE DE FÓSFORO SOLÚVEL ACUMULADO DO SOLO HIDROMÓRFICO DE SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

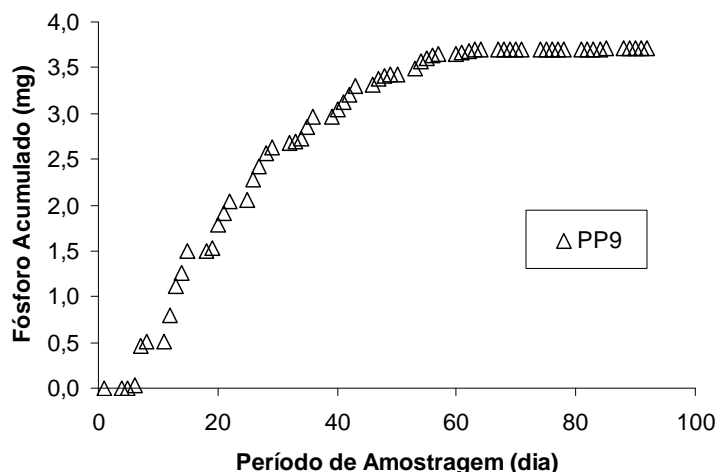


TABELA 3 - QUANTIDADE DE FÓSFORO APLICADA (QPA), QUANTIDADE DE FÓSFORO LIXIVIADA (QPL) E PORCENTAGEM DE FÓSFORO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Perfis	Superfície		
	QPA	QPL	
	mg	%	
P3	66,00	0,492	0,74
P6	66,00	0,153	0,22
P9	66,00	0,246	2,64
Perfis	Subsuperfície		
	QPA	QPL	
	mg	%	
P9	66,00	3,718	5,63

A média ponderada para a concentração de PS lixiviada das colunas, apresentou valores distintos, semelhante ao que ocorreu com o nitrogênio e o potássio, variando de acordo com o regime hídrico de cada solo. Mas todos os solos, independente do regime hídrico apresentam valores muito acima do estabelecido pela legislação. Os solos não-hidromórficos apresentaram valores de aproximadamente 0,9; 0,5 e 0,7 mg L⁻¹ para P1, P4 e P7, respectivamente, para a água lixiviada dos solos coletados na superfície e valores de 0,04; 0,2 e 0,1 mg L⁻¹

para a água lixiviada das colunas de solo de subsuperfície. Para os solos semi-hidromórficos, os valores encontrados da água lixiviada das colunas de solos de superfície foram de aproximadamente 1,7; 0,1 e 0,05 mg L⁻¹, para a subsuperfície, os valores encontrados foram de 0,06; 0,2 e 0,1 mg L⁻¹, para P2, P5 e P8, respectivamente. Já para os solos heteromórficos a concentração dos valores da água lixiviada das colunas de superfície apresentaram valores de aproximadamente 0,18; 0,08 e 0,1 mg L⁻¹, para P3, P6 e P9, e para a subsuperfície, o valor encontrados foi de 4,2 mg L⁻¹ em P9.

O CONAMA, através da resolução 357 de 2005 (BRASIL, 2005) delimita o valor de 0,02 mg L⁻¹ de P total como sendo o máximo permitido em água superficial lântica (água parada) da classe 1, o qual corresponde ao valor mais rigoroso estabelecido por esta legislação. Segundo FORTUNE et al (2005) acima de 0,02 mg L⁻¹ de P total o processo de eutrofização começa a ser desencadeado. Este valor foi observado no estudo da lixiviação de todos os regimes hídricos. Ainda de acordo com CHAPMAN (1992), concentrações de fósforo na maioria das águas naturais encontra-se entre 0,05 e 0,020 mg L⁻¹. Quando a aplicação de fósforo é feita dentro da recomendação, dificilmente se tem perdas de fósforo em subsuperfície, porém, aplicações acima da necessidade da cultura por um longo período, podem resultar em acúmulo de fósforo no solo e, conseqüentemente, aumentar as perdas em superfície, mesmo em solo de textura fina (BEAUCHEMIN et al, 1996), como ocorreu neste caso.

A eutrofização ocasiona problemas para a economia e saúde humana, entre eles: elevação dos custos para o tratamento de água para o consumo humano; prejuízos para a atividade pesqueira; surgimento de odores desagradáveis e formação de produtos tóxicos no processo de tratamento das águas para o consumo humano (DOBLINSKI).

TAVARES (1986) menciona o caso dos nutrientes e dos agrotóxicos aplicados na agricultura, onde a lavagem dos solos transporta - os, promovendo a contaminação das águas que são consumidas por homens e animais, levando à intoxicação e, por vezes, à morte. BRANCO (1991) alerta para o fato que a agricultura, com aplicação crescente de fertilizantes à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NKP) tem levado à contaminação da água.

3.3.4 Equações das correlações e probabilidades obtidas para os dados de fósforo solúvel (ps) lixiviado

Na TABELA 4 e 5 são apresentadas as equações, os coeficientes de correlação e as probabilidades obtidos entre a quantidade de PS lixiviada durante o período de estudo e algumas características químicas e físicas do solo determinadas. Os solos foram agrupados de acordo com a posição ocupada na paisagem, assim no grupo A estão os solos não-hidromórficos de diferentes texturas (argilosas e arenosa), no grupo B, os solos semi-hidromórficos e no grupo C, os solos heteromórficos. Embora a quantidade de PS seja a resultante da lixiviação numa coluna indeformadas da camada superficial do solo (0 a 50 cm) (tabela 4) e subsuperficial (50 a 100 cm) (TABELA 5), as correlações foram geradas para cada profundidade de solo amostrado no campo, antes da aplicação do adubo.

Não houve correlação entre as perdas acumuladas de PS por lixiviação para os solos do grupo C (heteromórficos). Para os solos do grupo A (não-hidromórficos) houve correlação apenas entre as perdas de PS, na camada de 30 a 50 cm, entre o teor de areia grossa e os valores de saturação por bases (V), ainda assim não muito alta ($r^2 = 0,596$). Esta correlação pode estar relacionada com a baixa carga que os solos arenosos apresentam, e, portanto, baixa capacidade de retenção que o solo apresenta, filtrando muito pouco esse composto, favorecendo o processo de lixiviação. As correlações obtidas para os solos semi-hidromórficos (0 a 10, 10 a 20 e 30 a 50), grupo B, se destacam as características físico-hídricas, no qual se destacam a areia grossa, e a areia fina. Podemos atribuir essas correlações a mesma justificativa utilizada para os solos não-hidromórficos. A melhor correlação foi obtida para os solos semi-hidromórficos (grupo B), com as características de solo da camada superficial (0 a 10 cm) de conteúdo de areia grossa e valores de H+Al. O fósforo é um elemento muito reativo quimicamente, não sendo possível encontrá-lo em seu estado puro na natureza (LOPES, 1998). O acúmulo de fósforo no solo ocorre porque o não revolvimento do solo reduz o contato entre os colóides e o íon fosfato, o que diminui as reações de adsorção, e a lenta mineralização dos resíduos orgânicos leva ao desenvolvimento de formas orgânicas de fósforo menos suscetíveis às reações de adsorção. Na presença de alumínio forma compostos de baixa solubilidade, fenômeno este chamado de fixação por precipitação (FANCELLI, 2000).

TABELA 4 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
0-10	B	$-0,3020+0,0006*Areia_grossa+0,0347*HAI$	80,89	0,0029
10_20	B	$0,2275-0,0175*CO$	53,14	0,0156
30-50	A	$-0,9755+0,0135*Areia_grossa-0,0591*V$	59,6	0,0278
30-50	B	$0,4698-0,0014*Areia_fina-0,0164*HAI$	66,81	0,0154

Não houve correlação entre as perdas acumuladas de PS por lixiviação para os solos do grupo C (heteromórficos) e para os do grupo B (semi-hidromórficos). Houve correlação apenas para o grupo A (não-hidromórficos) entre as perdas de PS e o teor de areia fina, carbono orgânico (CO), capacidade de troca catiônica (CTC) e argila, sendo ($r^2=0,91$). Isto pode ser justificado por que se considerarmos que as argilas são mais ativas consegue reter teores mais elevados de fósforo que, desta maneira, acaba sendo transportado em maior quantidade (ANDRASKI e BUNDY, 2003). A textura e a CTC dos solos estão intimamente relacionados, sendo que os solos com menores teores de argila apresentam normalmente menor CTC (TOMÉ Jr, 1997). A maior proporção de CO retido caracteriza um solo de melhor qualidade, habilitando o solo a exercer suas funções de filtro (VEZZANI, 2001), como os solos não-hidromórficos.

TABELA 5 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
50-100	A	$-2,6785+0,0049*Areia_fina+0,1206*CO+0,0210*CTC+0,0028*Argila$	91,78	0,005

3.4. CONCLUSÕES

Independente do regime hídrico analisado, todos os solos, não-hidromórficos: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2), CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico (P8) e os heteromórficos: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9); tanto os perfis de superfície (0 - 50 cm), quanto os de subsuperfície (50 – 100 cm), apresentaram valores acima do estabelecido pela legislação.

Os solos não-hidromórficos de superfície, apresentaram valores crescentes de P1, P4 e P7, mostrando que a textura do solo influenciou as perdas de fósforo por lixiviação. Solos de textura arenosa apresentaram menor capacidade de filtragem do fósforo, devido à carga reduzida do seu solo, e, assim possuem baixa capacidade de retenção do fósforo. O P7 apresentou um perda 54 vezes maior que P1 e 5 vezes maior que P4, mostrando a susceptibilidade do perfil não-hidromórficos de textura arenosa, quando dosagens de fósforo acima do necessário são aplicadas.

Para os solos não-hidromórficos de subsuperfície, o comportamento da quantidade acumulada de fósforo solúvel não apresentou a mesma tendência dos solos de superfície. O maior valor ocorreu para P4, em seguida P7 e em último P1. O perfil P4 apresentou um valor 4,6 maior que P1 e 2,6 vezes maior que P7. Estes resultados mostraram que o material de origem pode ter influenciado na perda de fósforo, já que os solos formados sobre Arenitos apresentaram as maiores perdas.

Os solos semi-hidromórficos de superfície apresentaram a maior perda para P5, seguido de P8, e em último P2. O perfil P5 apresentou um valor maior de 2,5 vezes em relação a P2 e 1,2 vezes maior que P8. Neste regime hídrico, P5 apresentou maior lixiviação para o fósforo, ou seja, esse solo apresenta menos carga e conseqüentemente maior susceptibilidade a contaminação da água.

Para os solos semi-hidromórficos de subsuperfície o maior valor ocorreu para P2, seguida de P5 e em último P8. O perfil de P2 apresentou um valor 3,5 vezes maior que P5 e P8. Este maior valor apresentado por P2 pode estar relacionado com a estabilidade do solo, que com grande quantidade de macroporos não apresenta nenhuma camada de impedimento.

Os solos heteromórficos de superfície, que também apresentaram perdas de quantidade de fósforo bastante elevadas, apresentou maior valor para P3, seguido de P9 e último P6. P3 apresentou um valor 3,2 vezes maior que P6 e 1,9 vezes maior que P9. Este resultado é esperado, tendo em vista que os solos semi-hidromórfico, P2, também apresentou a maior perda. Confirmando que a filtragem do fósforo através do solo apresenta-se insuficiente deste o início da cabeceira de drenagem.

O solo hidromórfico P9 de subsuperfície apresentou a maior perda acumulada de todos os perfis estudados. Sendo este solo o mais próximos dos cursos d'água, é a última oportunidade de filtragem dos poluentes antes destes atingirem rios e lagos,

mas como ficou evidente pelo valor lixiviado, sua capacidade de filtragem é insuficiente;

A média ponderada para a concentração de fósforo solúvel lixiviada das colunas de superfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os todos os perfis estudados, independente do regime hídrico;

A média ponderada para a concentração de fósforo solúvel lixiviada das colunas de subsuperfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os todos os perfis estudados, independente do regime hídrico.

3.5 REFERENCIAS

ANDRASKI, T. W.; BUNDY, L. G.; BRYE, K. R. **Crop management and corn nitrogen rate effects on nitrate leaching**. Journal of Environmental Quality, v. 29, p. 1095 - 1103, 2000.

BEUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R.; CLUIS, D. **Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses**. Journal of Environmental Quality, v. 25, n. 6, p. 1317 - 1325, 1996.

BRANCO, S. M. **A água e o homem**. In.: PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. Hidrologia Ambiental. São Paulo, ABRH, p. 3 – 36, 1991.

BRASIL - **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução CONAMA nº. 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial**. Um estudo no rio Mogi-Guaçu. RIMA, 2003. 278 p.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M. F. O.; NA, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. I.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins**. Environmental Health Perspectives, n. 109, p. 663 - 668, 2001.

CHAPMAN, D. **Water quality assesment**. A guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring. 1 ed. UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

DOBLINSKI, A. F. **Poluição difusa decorrente do uso de água residuária da suinocultura**. Cascavel, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE.

FANCELLI, A. L.; DOURADO-NETO, D. **Produção de milho**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 360 p.

FORTUNE, S. **Assessment of phosphorus leaching losses from arable land.** Plant and Soil, v. 269, p. 99 - 108, 2005.

GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N. **Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds.** Journal of Environmental Quality n. 27, p. 267 – 277, 1998.

GINTING, D. **Interaction between manure and tillage system on phosphorus uptake and runoff losses.** Journal of Environmental Quality, n. 27, p. 1403 - 1410, 1998.

HEATHWAITE, A. L., SHARPLEY, A.; Gburek, W. **A Conceptual Approach for Integrating Phosphorus and Nitrogen Management at Watershed Scales.”** Journal of Environmental Quality, n. 29, p. 158 - 166, 2000.

LOPES, A.S. **Manual internacional da fertilidade do solo.** 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1998. 177 p.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP.** Campinas, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: Um desafio atual para a sobrevivência futura. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável,** Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33 - 38, 2002.

MUZILLI, O. **Manejo da fertilidade do solo.** In: Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. **Plantio Direto no Estado do Paraná.** Londrina: IAPAR, p.43-57, 1981.

PARHAM, J. A.; DENG, S. P.; RAUN, W. R.; JOHNSON, G. V. **Long-term cattle manure application in soil.** I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biology Fertil Soils*, v. 35, p. 328 - 337, 2002.

PIOVESAN, R. P. **Perdas de Nutrientes Via Subsuperfície em Colunas de Solo sob Adubação Mineral e Orgânica.** Curitiba, 2006. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. da. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SIMARD, R. R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P. M. **Potential for preferential pathways of phosphorus transport.** Journal of Environmental Quality, v. 29, p. 97-105, 2000.

TAVARES, A. C. **A erosão dos solos no contexto da análise ambiental: o exemplo do alto curso do Rio São José dos Dourados.** São Paulo: 1986, 254 p. Tese (Doutorado), FFCLCH-USP, 1986.

TINDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JÚNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZANI, N. F.; DUCROT, R. **The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables.** Brazilian Journal of Biology, v. 64, n. 1, p. 177 - 186, 2004.

TOMÉ JUNIOR., J.B. **Manual para a interpretação de análise de solo.** Guaíba: Agropecuária, 1997. 247p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Carlos: RIMA, 2003. 248 P.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP.** Eclética Química, v. 22, p. 49 - 66, 1997.

VEZZANI, F. M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola.** Porto Alegre, 2001. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

VIGHI, M.; CHIAUDANI, G. **Eutrophication in Europe: the role of agricultural activities.** Reviews in Environmental Toxicology, n. 3, p. 213 – 257, 1987.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** DESA-UFMG.1996.

CAPÍTULO 4

LIXIVIAÇÃO DE POTÁSSIO EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUENCIAS DO ESTADO DO PARANÁ

4.1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, houve um aumento da população, e conseqüentemente também houve um aumento das áreas agricultáveis, áreas estas, que antes eram destinadas à preservação. Com isso, ocorreu um aumento na aplicação de fertilizantes, entre eles, os à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), levando a contaminação da água, tanto superficial a subterrânea (BRANCO, 1991). Entre esses elementos, está o potássio, que de acordo com os dados da CETESB (2004), é encontrado em concentrações baixas nas águas naturais. Entretanto os sais de potássio são largamente utilizados em fertilizantes na agricultura, entrando nas águas doces através da lixiviação de terras agrícolas. O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os seus sais são altamente solúveis. BADELUCCI (1997) afirma que há uma grande variação nos teores deste elemento, devido às variações dos teores de potássio já existentes no solo. Os maiores teores de potássio na água ocorrem em razão da maior solubilidade deste elemento, o que facilita seu transporte através da água (SCHICK et al., 2000).

Em solos com predomínio de cargas variáveis, a concentração de potássio na solução é influenciada, sobretudo, pela liberação do potássio nas formas não-trocáveis e pela reação de adsorção eletrostática. O contato com as raízes, por sua vez, depende da distância entre elas e os nutrientes, assim como, dos fatores do solo e de planta, que afetam a movimentação dos íons no solo (CHEN e GABELMAN, 2000).

Segundo AYRES e WESTCOT (1991), concentrações de potássio variando de 0 a 78 mg L⁻¹ são consideradas normais em água de irrigação. A resolução do CONAMA 357/05 e a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde não fazem nenhuma referência a este parâmetro. Para o consumo humano, o valor máximo permissível segundo a OMS (1985) é de 20 mg L⁻¹. Neste experimento foi analisado o potássio solúvel em água de percolação, que entre os nutrientes analisados foram os que apresentaram os maiores valores de lixiviação.

O uso abusivo de agroquímicos contendo potássio incorre naturalmente no aumento do número de casos de intoxicações, sendo um dos principais problemas de saúde pública no meio rural, através da ingestão de alimentos e água contendo resíduos deste agrotóxico acima dos níveis permitidos (OLIVEIRA-SILVA et al, 2001). Em menor grau de potencial poluidor comparado com o fósforo e o nitrogênio, o potássio pode causar sérios riscos ambientais, pois o uso indiscriminado e incorreto de água proveniente de práticas agrícolas pode acarretar na poluição do solo e da água através do perfil do solo (DOBLINSKI, 2006).

Este trabalho teve por objetivo avaliar a lixiviação de potássio em colunas indeformadas de solos de três pedossequências do estado do Paraná. Foi aplicada nas diferentes colunas uma concentração de NPK igual à recomendada no campo para o cultivo de milho. O teor de potássio lixiviado foi mensurado na tentativa de entender a dinâmica da lixiviação do potássio sobre diferentes regimes hídricos.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes regimes hídricos do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem, inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, inserida no Arenito do Grupo Itararé. A terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

Os solos utilizados no experimento foram classificados de acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), como: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico, CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

O teor de potássio lixiviado das colunas indeformadas de solos foram analisados da seguinte maneira: a amostra centrifugada foi determinada por um fotômetro de emissão de chamas (B462 – Micronal), sendo que as leituras foram efetuadas diretamente na amostra. A curva de calibração foi efetuada com soluções padrões de concentrações de 0, 5, 10 e 15 mg L⁻¹. Quando o valor da amostra excedia o limite da curva de calibração procedia-se a diluição com água deionizada na proporção de 1:5 (EMBRAPA, 1997).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.3.1 Solos Não-Hidromórficos

O GRÁFICO 1 apresenta as perdas acumuladas para avaliação da quantidade de potássio (K) dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa). O GRÁFICO 2 apresenta as mesmas perdas acumuladas de potássio, com a diferença que estes solos não-hidromórficos foram coletados na subsuperfície.

Observando os GRÁFICOS 1 e 2, percebe-se os diferentes padrões da quantidade do nutriente lixiviado em função do período de amostragem. Vale ressaltar que os períodos de amostragem não foram coincidentes para os três solos, o que era esperado, pois apesar de se tratar de três Latossolos, apresentam texturas diferenciadas, e também materiais de origem distintos.

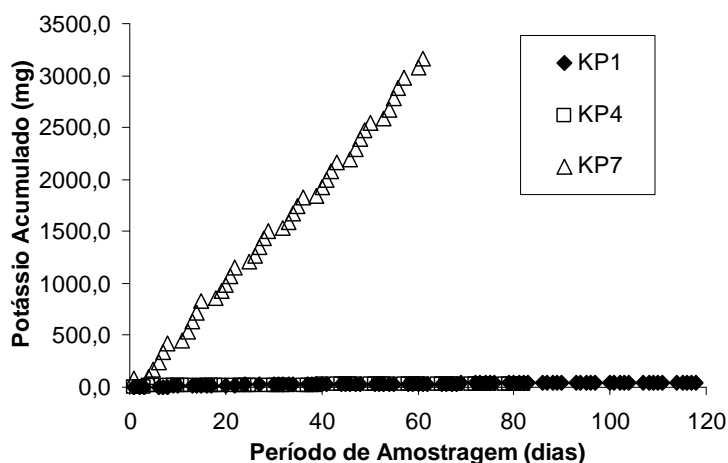
O LATOSSOLO BRUNO (P1) apresenta sua formação no Folhelhos de Formação Ponta Grossa, e o LATOSSOLO VERMELHO (P2) tem sua formação no Arenito do Grupo Itararé, enquanto que o LATOSSOLO VERMELHO (P7) tem sua formação no Arenito Caiuá. Neste regime hídrico, solos não-hidromórficos (GRÁFICO 1), P1 e P4 apresentaram valores bastante semelhantes. Ao contrário de P7, que apresentou um valor muito maior em relação aos outros dois solos estudados. Acredita-se que tenha ocorrido um acúmulo de algum grânulo do adubo NPK no solo, justificando esse valor excessivamente alto. Independente deste fator

pode-se levar em consideração que a filtragem do solo de textura arenosa é muito menor em relação aos solos (P1 e P4) de textura argilosa, mostrando a susceptibilidade da cabeceira de drenagem de textura arenosa, quando o seu uso é destinado à agricultura.

De acordo com a TABELA 1, P7 apresentou a maior quantidade de K lixiviada, com aproximadamente 110% da quantidade aplicada. Isto se deve a quantidade de potássio já existente no solo, ao acúmulo do adubo em algum local da coluna, como citado acima, associada a grande mobilidade deste elemento, resultando em grandes porcentagens de lixiviação. O segundo perfil que mais apresentou perdas por lixiviação foi o P1, com mais de 44% da dose aplicada em relação à quantidade de K aplicada, e em último o P4, com 34%.

Este regime hídrico, dos solos não-hidromórficos, foi o que apresentou as maiores perdas em relação aos outros regimes hídricos. Mas apesar de se tratar de solo classificados como Latossolo, que apresentam características de serem bastante evoluídos e intemperizados em relação aos outros solos, apresentam alta permeabilidade. Isto porque já possuem sua estrutura granular bastante estável, em função do seu desenvolvimento. Por isso, apresentam altas taxas de lixiviação, em especial no P7, sendo seu uso destinado à pastagem, associada a sua textura arenosa, não apresenta nenhuma camada de impedimento no processo de lixiviação.

GRÁFICO 1 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa



Pelo GRÁFICO 2, os três perfis (P1, P4 e P7), apresentaram perdas menores na água de lixiviação em relação às colunas de superfície. Pela TABELA 1, observa-se que a porcentagem de K lixiviada em relação a quantidade aplicada foi de aproximadamente 25, 16 e 6% para os três perfis. Valores estes, menores do que o lixiviado do solo de superfície. Uma justificativa para os valores de P1 e P4, poderia ser atribuído a que estas cabeceiras de drenagem estão sendo utilizadas a muitos anos para a agricultura, sob o sistema de plantio direto. Então, provavelmente, nesta área já exista uma quantidade de potássio disponibilizada na palha, além daquela adicionada neste estudo, que foram 92 mg. Esta justificativa pode ajudar a explicar a intensa lixiviação que ocorreu nos solos de superfície, associando esta causa a outros fatores, como a quantidade da chuva e da textura do solo (ROSOLEM e NAKAGAWA, 2001). Quando existe uma quantidade de palha na superfície do solo, como nas áreas estudadas, ocorre a liberação de ácidos orgânicos, alterando a lixiviação de cátions existentes no solo. Assim, permite-se um acúmulo de K nos primeiros centímetros do solo, ocorrendo maior lixiviação de cátions divalentes e trivalentes (ZIGLIO et al, 1999).

GRÁFICO 2 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico (P1) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4), texturas argilosas; LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), textura arenosa

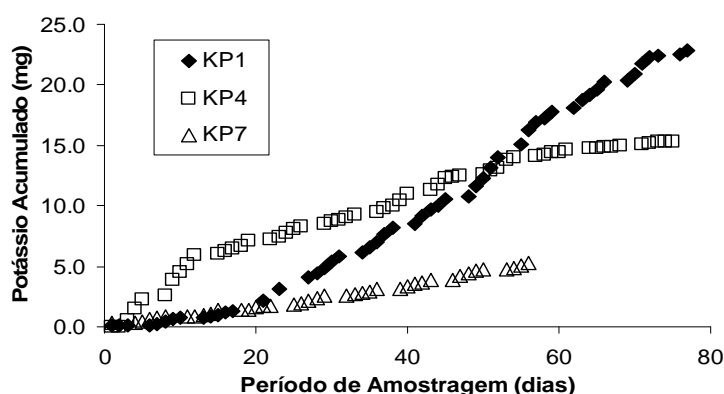


TABELA 1 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) em (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QKA	QKL	%
	mg		
P1	92,40	41,15	44,53
P4	92,40	31,63	34,23
P7	92,40	102,11	110,50
Subsuperfície			
Perfis	QKA	QKL	%
	mg		
P1	92,40	22,86	24,74
P4	92,40	15,26	16,51
P7	92,40	5,29	5,72

4.3.2 Solos Semi-Hidromórficos

O GRÁFICO 3 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de potássio dos solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa). O GRÁFICO 4 apresenta as mesmas perdas acumuladas de potássio, com a diferença que estes solos semi-hidromórficos foram coletados na subsuperfície.

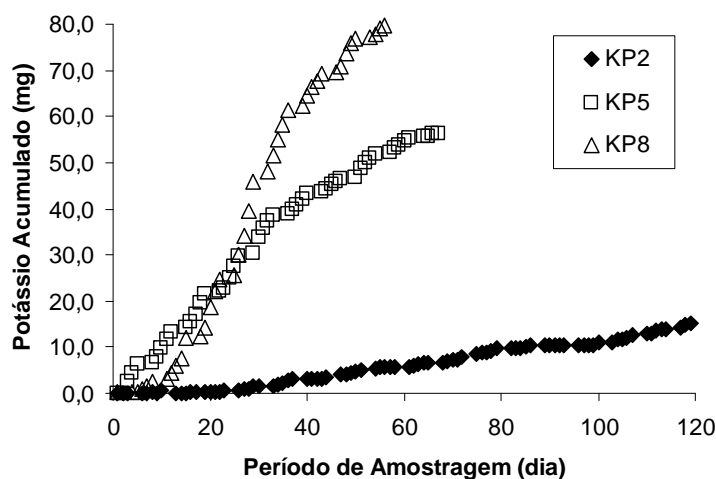
No GRÁFICO 3, o ARGISSOLO ACIZENTADO (P8) apresenta a mesma tendência do GRÁFICO 1, para os solos não-hidromórficos. Este perfil apresenta as maiores perdas por lixiviação, com 86% (TABELA 2), uma perda bastante acentuada se comparada com o CAMBISSOLO HÚMICO (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO (P5). Este solo (P8) encontra-se inserido no Arenito Caiuá, ou seja, um solo de textura arenosa. Solos com esta textura apresentam baixíssimas cargas, ou seja, estes solos apresentam baixo poder de retenção dos nutrientes, tendendo a ser lixiviado com maior intensidade que os solos dos outros dois perfis (P2 e P5). Este solo, portanto, apresenta uma capacidade de filtragem muito menor, estando susceptível a contaminação da água superficial e subterrânea.

Os outros solos (P2 e P5) são classificados como Cambissolos, mas, apesar de apresentarem a mesma textura, apresentam grande heterogeneidade devido ao material de origem, pois como já citado para os solos não-hidromórficos, P2 tem sua origem no Folhelhos de Formação Ponta Grossa, P5 no Arenito do Grupo Itararé, portanto, as características destes variam muito de um local para o outro. Pois solos

originários de Arenito, como P5, quando submetidos a adubações freqüentes de NPK, tendem a apresentar maiores concentrações de potássio, aliado a sua gênese de formação (GIACOMINI et al, 2003) e assim estar mais susceptível á perda do elemento em água de lixiviação.

Como podem ser observadas em P5, as perdas de potássio na água de lixiviação foram maiores de 60% (TABELA 2). Uma perda bastante acentuada em relação a P2, que apresentou uma perda de aproximadamente 27% (TABELA 2), sendo que esses valores podem ser atribuídos ao material de origem.

GRÁFICO 3 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa



O GRÁFICO 4 apresenta um comportamento oposto ao apresentado nos valores de potássio lixiviado das colunas de solos da superfície. O período de amostragem também não foi coincidente para os três perfis, pois, como citado acima, apresentam textura e material de origem diferenciado. Apresentam, portanto, lixiviações distintas.

O menor valor encontrado de K na água de lixiviação proveniente das colunas foi para P8, com menos de 3% (TABELA 2). Este perfil, classificado como ARGISSOLO ACINZENTADO, apresenta a característica de ser imperfeitamente drenado (SBCS, 2006). Esta distinção ajuda a explicar, que, apesar de este solo apresentar textura arenosa, e, portanto, menos carga e maior capacidade de lixiviação, apresentam a característica de menor permeabilidade.

O maior valor de K encontrado na água lixiviada foi para P2, com aproximadamente 27% da perda de K na água de lixiviação. Devido ao K ser um elemento móvel no perfil (CERETTA et al, 2003), suas maiores perdas ocorrem nas camadas mais profundas do solo através da lixiviação. Também devido ao K se encontrar em maiores concentrações no solo, além de ser mais solúvel e móvel do que o P tem maior perda por lixiviação (BERTOL et al, 2004).

O P5 apresentou perdas intermediárias de K, com 6% de perda na água de lixiviação, semelhante ao que ocorreu com este perfil nas colunas de superfície. Estes resultados mostraram que para os solos de subsuperfície, o P8 apresentou melhor capacidade de filtragem dos elementos, apresentando menor quantidade de K lixiviado.

GRÁFICO 4 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS SEMI HIDROMÓRFICOS DE SUBSUPERFÍCIE: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P2) e CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico (P5), texturas argilosas; ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico típico (P8), textura arenosa.

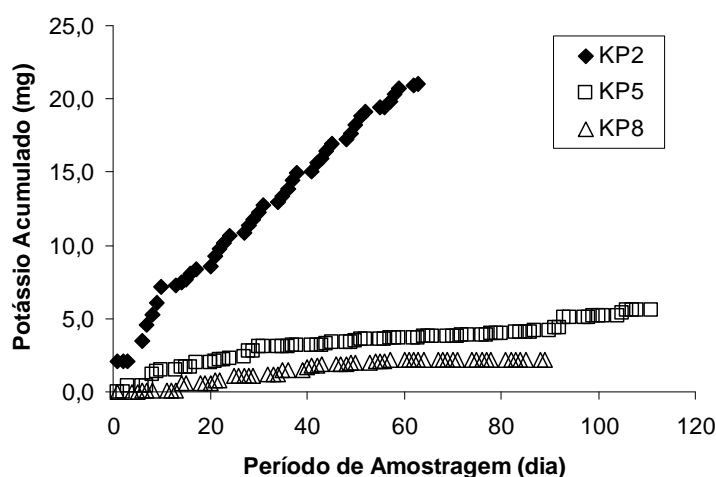


TABELA 2 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE SUBSUPERFÍCIE.

Superfície			
Perfis	QKA	QKL	%
	mg		
P2	92,40	24,712	26,74
P5	92,40	56,428	61,07
P8	92,40	79,773	86,33

Subsuperfície			
Perfis	QKA	QKL	%
	mg		
P2	92,40	21,05	22,78
P5	92,40	5,61	6,07
P8	92,40	2,24	2,42

4.3.3 SOLOS HIDROMÓRFICOS

O GRÁFICO 5 apresenta as perdas acumuladas para avaliação de potássio dos solos heteromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térnico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 6 apresenta a mesma perda acumulada de potássio, para o solo hidromórfico (P9) coletado na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, devido a saturação hídrica permanente. Os solos desta classe ocorrem na maioria das vezes em áreas de relevo plano ou suave ondulado, como no caso destas cabeceiras de drenagem, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, sendo que nas baixadas, como neste caso, que era o último solo estudado da oedossequência, estes solos são heteromórficos (SBCS, 2006).

Pelo GRÁFICO 5, observamos que o valor encontrado para o K lixiviado no PLANOSSOLO HÁPLICO (P9) de superfície foi intermediário, correspondendo a 68% da quantidade de K aplicada nas colunas (TABELA 3). Esse resultado pode ser atribuído a sua textura arenosa, pois os solos arenosos apresentam pouca carga, portanto, não consegue reter os nutrientes, especialmente o K que apresenta maior mobilidade. Já para a subsuperfície (GRÁFICO 6), seu valor diminui consideravelmente, apresentando um valor de 23% (TABELA 3). Esse valor pode

ser atribuído a uma característica típica dos Planossolos, em que os horizontes subsuperficiais apresentam-se adensados, com teores elevados em argila dispersa, constituindo, por vezes, um horizonte pã, condição essa que responde pela restrição à lixiviação da água (SBCS, 2006).

Para o P6, que corresponde a um ORGANOSSOLO HÁPLICO, observamos o maior valor encontrado para os solos heteromórficos de superfície. Sendo estes solos pouco evoluídos (SBCS, 2006), atribui-se a estes solos pouca carga, e conseqüentemente, baixa capacidade de retenção dos nutrientes. Como uma das funções do solo é comportar-se como um filtro, esta capacidade mostra insuficiente. Como podemos observar este solo é o último que compõe a cabeceira de drenagem, pois dos três solos que compõem esta cabeceira (LATOSSOLO VERMELHO, CAMBISSOLO HÁPLICO E ORGANOSSOLO HÁPLICO), este é o solo que se encontra mais próximo do curso de água. Mas, como podemos observar, foi o que apresentou o maior valor de K de toda a pedossequência, mostrando que a capacidade de filtragem da água deste solo torna-se insuficiente, ocorrendo grande probabilidade de ocorrer a contaminação, tanto da água superficial como subterrânea, pois este solo constitui a última oportunidade de filtragem dos agroquímicos.

Para o P3, classificado como um GLEISSOLO MELÂNICO, textura argilosa, observamos o menor valor encontrado para os solos heteromórficos. Mas é válido levar em consideração o comportamento que esta cabeceira de drenagem apresentou, pois P3 praticamente obteve o mesmo resultado de P2, ou seja, a capacidade de filtragem de P2 está insuficiente, pois a quantidade de K que lixívia em P2 não está sendo filtrada, ou seja, o CAMBISSOLO HÚMICO (P2) não está com carga suficiente para a filtragem do agroquímico, e quando, a água chegar no último solo da pedossequência, estará com um valor bastante alto de K na água lixiviada. Sendo P3 a última oportunidade de filtragem da água, já que este perfil é o que se encontra mais próximo do curso de água, a probabilidade de contaminação da água é muito maior.

GRÁFICO 5 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DOS SOLOS HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE: GLEISSOLO MELÂNICO TB Distrófico típico (P3) e ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6), texturas argilosas; PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

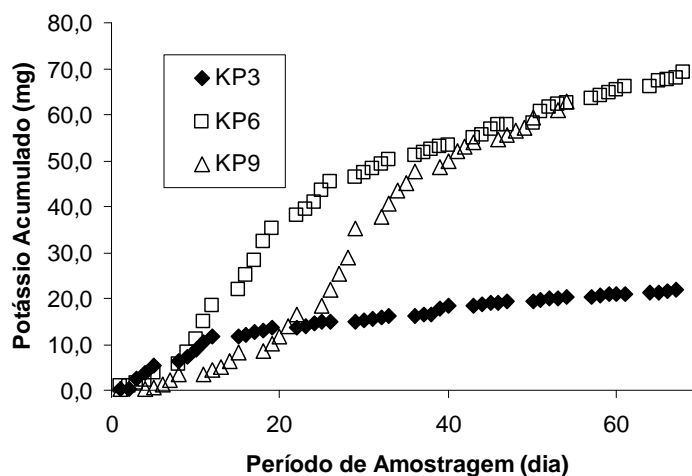


GRÁFICO 6 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO ACUMULADO DO SOLO HIDROMÓRFICO DE SUBSUPERFÍCIE: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), textura arenosa

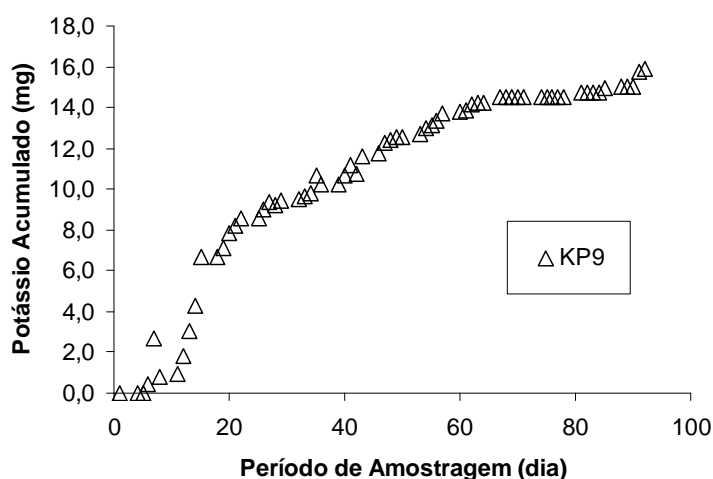


TABELA 3 - QUANTIDADE DE POTÁSSIO APLICADA (QKA) EM (mg), QUANTIDADE DE POTÁSSIO LIXIVIADA (QKL) EM (mg) E PORCENTAGEM DE POTÁSSIO LIXIVIADA (%) DAS COLUNAS DE SOLO DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE

Superfície			
Perfis	QKA	QKL	%
mg			
P3	92,40	23,98	25,95
P6	92,40	69,26	74,95
P9	92,40	62,84	68,00
Subsuperfície			
Perfis	QKA	QKL	%
mg			
P9	92,40	21,30	23,05

A média ponderada para a concentração de K lixiviada das colunas, apresentou valores distintos, variando de acordo com o regime hídrico de cada solo. Os solos não-hidromórficos apresentaram valores de aproximadamente 23; 22 e 33 mg L⁻¹ para P1, P4 e P7, respectivamente, para a água lixiviada dos solos coletados na superfície e valores de 6; 9 e 2 mg L⁻¹ para a água lixiviada das colunas de solo de subsuperfície. Para os solos semi-hidromórficos, os valores encontrados da água lixiviada das colunas de solos de superfície foram de aproximadamente 9, 33 e 28 mg L⁻¹, para a subsuperfície, os valores encontrados foram de 7; 7 e 3 mg L⁻¹, para P2, P5 e P8, respectivamente. Já para os solos heteromórficos a concentração dos valores da água lixiviada das colunas de superfície apresentaram valores de aproximadamente 2 mg L⁻¹, tanto para P3, como para P6 e P9, e para a subsuperfície, o valor encontrado foi de 0,60 mg L⁻¹ em P9.

Embora a resolução do CONAMA 357/05 e a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde não façam nenhuma referência a este parâmetro, a OMS (1985) sugere para o consumo humano, o valor máximo permissível de potássio na água o valor de 20 mg L⁻¹. Embora em menor grau de potencial poluidor, o potássio também pode causar sérios riscos ambientais, pois o uso indiscriminado e incorreto deste composto em práticas agrícolas, pode acarretar a poluição da água por esse nutriente, pois ele possui movimentação através do perfil do solo. Um dos riscos que o potássio pode oferecer está na contaminação dos corpos de água, tornando as água salobra ou salinizada, considerando a ocorrência de grandes perdas deste nutriente (DOBLINSKI, 2006). Como pode ser observado, os valores de K lixiviada das colunas de solo coletado na superfície, apresentaram valores acima do permitido pela OMS em todos os perfis estudados, com exceção de P2 e P3. Para os solos de subsuperfície, todos os valores estiveram abaixo do sugerido pela OMS (1985), com exceção de P9, que apresentou um valor acima do permitido.

4.3.4 EQUAÇÕES DAS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE POTÁSSIO SOLÚVEL (KS) LIXIVIADO

Na TABELA 4 e 5 são apresentadas as equações, os coeficientes de correlação e as probabilidades obtidos entre a quantidade de KS lixiviada durante o período de estudo e algumas características químicas e físicas do solo

determinadas. Os solos foram agrupados de acordo com a posição ocupada na paisagem, assim no grupo A estão os solos não-hidromórficos de diferentes texturas (argilosas e arenosa), no grupo B, os solos semi-hidromórficos e no grupo C, os solos heteromórficos. Embora a quantidade de KS seja a resultante da lixiviação numa coluna indeformada da camada superficial do solo (0 a 50 cm) (tabela 4) e subsuperficial (50 a 100 cm) (TABELA 5), as correlações foram geradas para cada profundidade de solo amostrado no campo, antes da aplicação do adubo.

De acordo com a TABELA 4, muitas correlações com altos valores foram estabelecidas entre a quantidade de KS perdida por lixiviação e características do solo por grupo de solos e profundidades de amostragem, sendo a mais evidente a quantidade de argila presente, que se correlacionou negativamente com as perdas de K em todas as profundidades do grupo B. O potássio adere-se à superfície carregada negativamente dos colóides partículas de argila (FARIAS, 2006). Este resultado pode ser atribuído a características de muitos minerais, em meio argiloso, terem grande capacidade de fixar o K por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, pois ocorre a incorporação do potássio na formação de minerais secundários (PAGANINI, 1997).

O Carbono Orgânico (CO) se correlacionou negativamente com o grupo A (não-hidromórficos) e C (heteromórficos) na profundidade de 0 a 10 cm. Como as cabeceiras de drenagem encontram-se no sistema de plantio direto, os fertilizantes são aplicados nos primeiros centímetros do solo, interferindo na perda desse nutriente por lixiviação, podendo este resultado estar relacionado com os valores de CO na superfície. Dependendo das condições em que ocorrem, o K pode ser carregado para grandes profundidades, além daquelas ocupadas pelas raízes, perdendo-se por lixiviação (SANZONOWICZ e MIELNICZUK, 1985). A macroporosidade se correlacionou positivamente na profundidade de 10 a 20 cm (grupo A) e 20 a 30 (grupo C) e a areia grossa positivamente em 20 a 30 (grupo C). Segundo MANSOR (2005), a lixiviação e o fluxo de macroporos que chegam aos cursos de água estão intimamente ligados aos defensivos agrícolas. A permeabilidade apresentou correlação positiva com a profundidade de 20 a 30 cm (grupo C). Solos com alta permeabilidade favorecem a lixiviação, potencializando as perdas de água e nutrientes (BEUTLER et al., 2003).

TABELA 4 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUPERFÍCIE DE POTÁSSIO (K) LIXIVIADO:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
0-10	A	151,405-13,932*CO	56,78	0,012
0-10	B	114,89-0,2401*Argila	95,31	<0,001
0-10	C	74,136-0,137*CO	76,74	0,001
10_20	A	-7,052+447,211*Macro	69,57	0,003
10_20	B	147,20-13420*Ks-0,313*Argila	94,28	<0,001
20-30	B	111,289-0,212*Argila	92,79	<0,001
20-30	C	-144,60+15,520*Areia_grossa+938,5*Macro+12720*Ks	95,31	<0,001
30-50	B	99,112-0,184*Argila	89,47	<0,001

TABELA 5 - EQUAÇÕES COM AS CORRELAÇÕES E PROBABILIDADES OBTIDAS PARA OS DADOS DE SOLO DE SUBSUPERFÍCIE DE POTÁSSIO (K) LIXIVIADO:

Profundidade	Grupo de Perfis	Equação	R ² ajustado	Prob
50-100	B	0,6324+0,0077*Q	75,71	0,001

4.4 CONCLUSÕES

De acordo com o regime hídrico, os solos não-hidromórficos de superfície, apresentou a maior perda acumulada de K na água de lixiviação para o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7), seguido do LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbico (P1) e em último LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4). Desta maneira, o solo de textura arenosa mostrou que possui menor carga em seu solo, e, assim, menor capacidade de retenção dos agroquímico que foi adicionado. Apresentando, portanto menor capacidade de filtragem dos poluentes, apresentando maior susceptibilidade a contaminação da água superficial e subterrânea.

Nos solos heteromórficos de subsuperfície, ao contrário do solo de superfície, o maior valor acumulado de K ocorreu em LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbico (P1), seguido de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4) e em último o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7). Os valores mostram que P7 apresenta baixa permeabilidade, característica típica desse tipo de solo. Os perfis P1 e P4 apresentaram altas taxas, mostrando que estes solos são bastante evoluídos e estáveis, comportando-se como solos arenosos.

Os solos semi-hidromórficos de superfície, apresentaram a maior perda acumulada de K no ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico (P8), seguido de CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e em último para CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2). Os resultados mostram que os solos se

comportaram de maneira análoga aos solos não heteromórficos. Resultado semelhante ocorreu para os solos de subsuperfície, onde os solos também se comportaram de maneira semelhante aos solos não-hidromórficos.

Os solos heteromórficos de superfície: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térreo (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9), apresentaram comportamento padrão, à semelhança do que ocorreu com os outros regimes hídricos. Para o solo de subsuperfície, o P9 apresentou um valor bastante reduzido em comparação ao solo de superfície. Comportamento também observado para os outros regimes hídricos.

Para os solos de superfície (0 – 50 cm), a média ponderada de potássio por lixiviação estiveram acima do limite estabelecido pela OMS, que adota o valor de 20 mgL⁻¹, com exceção de P2 e P3;

Para os solos de subsuperfície (50 – 100 cm), a média ponderada de potássio por lixiviação esteve abaixo do limite adotado pela OMS, com exceção de P9.

4.5 REFERÊNCIAS

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p

BADELUCCI, M. P. **Infiltração de água e perdas por erosão em diferentes métodos de melhoramento da pastagem nativa**. Porto Alegre, 1997. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BERTOL, I., GUADAGNIN, J. C., CASSOL, P. C., AMARAL, A. J., BARBOSA, F. T. **Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural**. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v. 28, n. 3, p. 485 – 494, 2004.

BEUTLER, J. F., BERTOL, I., VEIGA, M. **Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, n. 3, p. 509 -517, 2003.

BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, v. 3, 1991.

BRASIL - **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução CONAMA nº. 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRASIL - **Ministério da Saúde (MS)**. Portaria MS nº. 518/2004. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. **Características químicas de solo sob aplicação de dejetos suíno líquido de suínos em pastagem natural**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, n. 6, p. 729 - 735, 2003.

CETESB - **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003. São Paulo: CETESB. 273p. 2004.

CHEN, J.; GABELMAN, W. **Morphological and physiological characteristics of tomato roots associated with potassium-acquisition efficiency**. Science Horticulture, v. 83, p. 213 - 225, 2000.

DOBLINSKI, A. F. **Poluição difusa decorrente do uso de água residuária da suinocultura**. Cascavel, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 edição. Rio de Janeiro, 1997.

FARIAS, M. S. S. de. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. Campina Grande, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; HUBNER, A. P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E. B. **Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, n. 9, p. 1097 – 1104, 2003.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. Campinas, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas.

OMS. **Organizacion Mundial de la Salud**. Guias para la calidad del agua potable. 2 edição. v. 1, Genebra, 1999.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgoto no solo** (Escoamento à superfície). São Paulo: AESABESP, 1997. 232p.

ROSOLEM, C. A.; NAKAGAWA, J. **Residual and annual potassic fertilization for soybeans**. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 59, p. 143 - 149, 2001.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. da. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SANZONOWICZ, C.; MIELNICZUK, J. **Distribuição do potássio no perfil de um solo, influenciado pela planta, fontes e métodos de aplicação de adubos**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 9, p. 45 - 50, 1985.

SCHICK, J.; BERTOLINI, BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A. **Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. perdas de solo e água**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, n. 24, p. 427 - 436, 2000.

SILVA-OLIVEIRA, J. J.; ALVES, S. R.; MEYER, A. **Influência de fatores socioeconômicos na contaminação por agrotóxicos, Brasil**. Revista de Saúde Pública, v. 35, n. 2, p. 130 – 135, 2001.

ZIGLIO, C. M.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. **Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo**. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 42, p. 257 - 262, 1999.

CAPÍTULO 5

LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUÊNCIAS DO ESTADO DO PARANÁ

5.1 INTRODUÇÃO

A atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-1,3,5-triazina) é um herbicida da família das s-triazinas, utilizada no controle de plantas daninhas nos cultivos de milho, sorgo, cana-de-açúcar, abacaxi, entre outros. (HAMILTON e MILLER, 2002; SANCHES et al, 2003). Sendo uma das moléculas mais utilizadas no mundo (LERCH et al, 1998), tem a característica de apresentar baixos valores de coeficiente de adsorção (entre 0,4 e 4,5 L kg⁻¹) e meia-vida que, pode ser superior a 100 dias, dependendo do solo (MONTGOMERY, 1997). Isto sugere um potencial de mobilidade e absorção moderada à matéria orgânica e a argila. O herbicida atrazina possui peso molecular igual a 215,69 g mol⁻¹, é solúvel em alguns solventes orgânicos como acetona, benzeno, clorofórmio, etanol e acetato de etila. No Brasil, há cerca de 20 formulações comerciais registradas com o ingrediente ativo atrazina, cuja principal ação herbicida é determinada pelo constituinte (-Cl) na posição 2 do anel heteroclorítico e, determina o “nome comercial” com a terminação “-azina” (CABRAL et al, 2003).

A transferência de prótons entre a atrazina e substâncias húmicas do solo pode contribuir para a metabolização da atrazina em hidroxiatrazina e aumentar sua adsorção, mostrando que a matéria orgânica pode atuar no retardamento da lixiviação da atrazina (MARTIN-NETO et al, 2001). Também segundo JAVARONI et al (1999), a adsorção da atrazina pela matéria orgânica do solo parece ser o principal mecanismo que rege a persistência, degradação, biodisponibilidade, lixiviação e volatilidade do herbicida.

Nas regiões onde se faz uso da atrazina, há uma grande preocupação da população em geral, autoridades, saúde sanitária e ambiental no controle de uma possível contaminação (VASCONCELOS, 2007). Diante disso, considera-se nos países da Comunidade Européia como concentração máxima admissível de defensivos, o valor de 0,1µ L⁻¹ do composto por litro de água potável (CARNEY, 1991 e WALKER et al, 2000). No Brasil, a portaria do Ministério da Saúde, nº 1469 –

29 de dezembro de 2000 indicam os limites máximos de agrotóxicos permitidos em água e estabelece o valor máximo aceitável de $2,0 \mu \text{L}^{-1}$ (BRASIL, 2000), valor também adotado pelo CONAMA (para a água doce superficial) e pela Organização Mundial de Saúde. Pelo governo americano, o valor estabelecido é de $3,0 \mu \text{L}^{-1}$ (BAIRD, 2002). Na União Européia, o uso da atrazina foi proibido em 2003 (SASS e CONGELO, 2006).

A atrazina pode causar várias conseqüências. Quando inalada ou ingerida pode ser irritante para os olhos e causar sensibilização quando em contato com a pele. Também pode causar efeitos irreversíveis a saúde humana. É nocivo para os organismos aquáticos e pode causar efeitos negativos em longo prazo no ambiente aquático (BASF, 2009).

Com o objetivo de simular a lixiviação de atrazina em colunas indeformadas de solos em três pedossequência do estado do Paraná, foi aplicado nas diferentes colunas, concentração de atrazina igual a recomendada nos cultivos de milho. O teor de atrazina lixiviada foi mensurado na tentativa de entender a dinâmica do herbicida em solos com diferentes regimes hídricos e texturas.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes litotipias do estado do Paraná, sendo: arenito e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem, inserida no folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, inserida no Arenito do Grupo Itararé. A terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

Os solos utilizados no experimento foram classificados de acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), como: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico, CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico,

LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

5.2.1 OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO DE ANÁLISE POR CROMATOGRAFIA GASOSA ACOPLADA A ESPECTROMETRIA DE MASSAS (GC-MS)

Inicialmente foi preparada uma solução matriz em etanol com atrazina pura na concentração de $0,1 \text{ mg mL}^{-1}$. A partir dessa solução foi preparado por diluição 6 soluções estoques nas seguintes concentrações: $100 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $500 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $1000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $2000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $4000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ e $8000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$; o solvente utilizado foi o acetato de etila. Essas diluições foram realizadas numa faixa aleatória, para determinar a curva de eluição.

Para se determinar o volume de solvente utilizado para a eluição da atrazina em uma coluna de SPE de C18 (500 mg), foi inserido 100 mL de uma solução aquosa (FIGURA 1) contendo $200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina. Em seguida, foi adicionado 10 mL de acetato de etila, com alíquotas de aproximadamente 1 mL. Os eluatos foram recolhidos, somando um total de nove alíquotas. Desse total, 99% da atrazina eluída da coluna tinha sido recuperada até a quinta alíquota, sendo que aproximadamente 83% da recuperação ocorreu na primeira alíquota. Dessa forma, o uso de 5 mL de acetato de etila é suficiente para a retirada quantitativa da atrazina da coluna de extração em fase sólida (C18). Entretanto, foi optado pela utilização de 7 mL, para a garantia de total eluição da atrazina da coluna de SPE.

Sendo o limite máximo permitido pelo CONAMA para a concentração de atrazina em água igual a $2,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, o método analítico precisou ser otimizado para atender a legislação. Considerando que o volume de amostra disponível era de 100 mL, a faixa de trabalho (curva de calibração) escolhida foi de $100 - 8000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, sendo necessário um fator de concentração igual a 1000 vezes para atender a esse limite.

Para a otimização do método foi avaliada a seletividade, linearidade, precisão, exatidão, limite de detecção e limite de quantificação. Com respeito a seletividade, a quantificação da atrazina foi realizada a partir de um dos fragmentos característicos presentes no espectro de massa: monitoração do íon seletivo m/z 200 (SIM) e a

refragmentação do íon m/z 200; quantificação do íon m/z 122 gerado (MS/MS) (Anexo 2).

FIGURA 1: PASSAGEM DA SOLUÇÃO AQUOSA



Na tabela 1, estão apresentados os resultados da otimização do método analítico testado para a quantificação da atrazina em água, sendo eles: limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ), coeficiente de variação (CV), recuperação e linearidade. Nos testes realizados, o coeficiente de correlação foi de 0,979 para o m/z 200 e 0,997 para o ms/ms 122, na faixa de concentração de 100 a 8000 $\mu\text{g L}^{-1}$. A recuperação foi estudada em dois níveis de concentração (0,2 e 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$), sendo os modos SIM e MS/MS avaliados. As recuperações no modo SIM foram 105% e 98%, para as faixas de 0,2 e 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Já no modo MS/MS, esses valores foram de 90% e 80% para a mesma faixa de valores. Os coeficientes de variações foram iguais a 23,80 e 1,578% para 0,2 e 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ no modo SIM e 16,66 e 3,16% para 0,2 e 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ no modo MS/MS. Os limites de detecção e quantificação para os dois modos (SIM e MS/MS) foram semelhantes na ordem de grandeza de pg L^{-1} (TABELA 1). A julgar pelos resultados, os dois modos de quantificação são muito semelhantes, mas o método SIM apresentou melhores resultados de recuperação, especialmente para o limite permitido pela resolução do CONAMA. Dessa forma, esse foi o modo escolhido para a determinação da atrazina neste estudo.

TABELA 1 - RESULTADOS DA OTIMIZAÇÃO DO MÉTODO ANALÍTICO TESTADO PARA A QUANTIFICAÇÃO DA ATRAZINA EM ÁGUA, SENDO ELES: FAIXA, LIMITE DE DETECÇÃO (LD), LIMITE DE QUANTIFICAÇÃO (LQ), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV), RECUPERAÇÃO E LINEARIDADE.

Linearidade	LD	LQ	CV	%
	pg L ⁻¹			
0,979	0,20	0,61	23,80%	,21±0,05 (105)
			1,57%	1,95±0,03 (98%)
0,9965	0,16	0,50	16,66%	0,18±0,03 (90%)
			3,16%	1,58±0,05 (80%)

5.2.2 EXTRAÇÃO POR SOLVENTE

Antes da extração, todos os materiais utilizados foram lavados com detergente Extran^o e deixados em banho de hidróxido de potássio (KOH) 10%, para retirada de possíveis contaminantes orgânicos. Depois foram lavados novamente com água mili-Q. Os materiais de vidro foram calcinados a 500 °C durante 4 horas, em mufla (Quinuna), para garantia total da eliminação de possíveis contaminantes.

Para a extração em fase sólida (SPE), utilizou-se colunas C18 (Silicicle, 17%, 6 mL, 500 mg), as quais foram previamente limpas, passando-se 5 mL de metanol e 3 mL de acetato de etila. Em seguida adicionou-se 100 mL da amostra a pressão negativa, fornecendo um fluxo de 15 mL min⁻¹. Após, a amostra foi eluída da coluna com 7 mL de acetato de etila. Posteriormente, a água residual foi retirada passando-se o eluato através de uma pipeta de Pasteur preenchida com sulfato de sódio (500 mg de Na₂SO₄ calcinado a 500°C, durante 4 horas). Após esta etapa, o acetato de etila foi evaporado sob fluxo de nitrogênio gasoso até ficar totalmente seco (FIGURA 2). As amostras foram congeladas até serem analisadas. Imediatamente, antes da análise as amostras, foram dissolvidas em 100 µL de acetato de etila e transferidas para vials (2 mL) adaptados com insert de 200 µL. As amostras foram homogeneizadas, utilizando-se um homogeneizador para garantir que nenhuma partícula ficasse aderida às paredes do recipiente de vidro, e em segundas analisadas por GC-MS.

FIGURA 2 - SECAGEM COM FLUXO DE NITROGÊNIO

5.2.3 CROMATOGRAFIA GASOSA ACOPLADA A ESPECTROMETRIA DE MASSAS

A análise cromatográfica foi realizada em cromatógrafo gasoso (Focus GC) acoplado a um espectrômetro de massa (Polaris Q íon Trap) (figura 3). As amostras foram automaticamente injetadas e separadas com uma coluna cromatográfica de com fase contendo 5% de polysilphenylene-siloxane (DB-5, 30 m, 0.25 mm i.d., 0.25 espessura do filme). O instrumento foi operado com o programa Xcalibur. As condições de análise foram as seguintes: injeção de 1 μL no modo sem divisão de fluxo, temperatura do injetor de 280°C, com linha de transferência de 300°. O gás de arraste hélio com vazão de 1,5 mL min⁻¹, com fluxo constante e compensação de vácuo. O programa de temperatura do forno foi: temperatura inicial 90°C, isoterma de 5 minutos, até 160 °C na taxa de 15 °C min⁻¹ e até 280 °C na taxa de 25 °C min⁻¹, também com isoterma de 5 minutos (SHABIR, 2003). O espectrômetro de massa foi operado com impacto de elétrons de 70 eV. Para quantificação da atrazina foi usado o fragmento m/z 200 no modo SIM. A quantificação foi realizada a partir da padronização externa, ou seja, utilizando uma curva de calibração.

FIGURA 3 - INJEÇÃO DAS AMOSTRAS NO CROMATÓGRAFO GASOSO

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na seqüência são discutidos os valores do herbicida atrazina obtidos através das amostras de água lixiviada das colunas de solos indeformadas de superfície (0 a 50 cm). Os solos foram separados de acordo com o regime hídrico, sendo: solos não-hidromórficos, semi-hidromórficos e heteromórficos.

As amostras lixiviada das colunas foram reunidas a cada três semanas, sendo que os períodos de amostragens foram: primeiro período: 9 a 25/7; segundo: 18/8 a 5/9; terceiro: 8 a 26/9 e o quarto: 29/9 a 17/10.

5.3.1 SOLOS NÃO-HIDROMÓRFICOS

O gráfico 1 apresenta a concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$) de atrazina dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa).

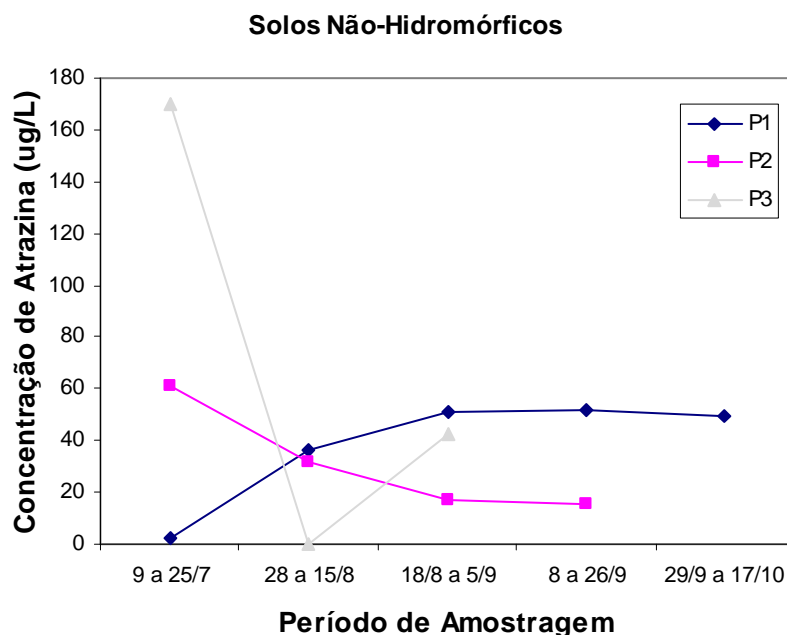
Os três perfis estudados, classificados como Latossolos, apresentaram seus valores de concentração bastante distintos. De acordo com o gráfico, P1 apresentou um valor reduzido da concentração de atrazina na água de lixiviação no primeiro período de coleta, e um aumento considerável no segundo período, para em seguida

ter um pequeno aumento e se manter constante nos três últimos períodos. O P4 apresentou um comportamento oposto, com concentração elevada no primeiro período, e redução sucessiva nos períodos de coleta subseqüentes. Já o P7 apresentou um comportamento intermediário se comparado com os outros dois perfis deste regime hídrico. Ocorreu uma perda elevada de atrazina no primeiro período de coleta, uma queda brusca no segundo, para elevar novamente a sua concentração no último período.

Apesar dos três perfis apresentarem a mesma classificação, possui textura e material de origem diferenciada. O P1 apresenta sua formação no Folhelhos de Formação Ponta Grossa, enquanto P2 tem sua formação no Arenito do Grupo Itararé e P3 no Arenito Caiuá. O fato de P1 apresentar um valor bastante acentuado pode ser atribuído a esta classe de solos apresentarem a sua estrutura composta de agregados de forma arredondado e tamanho muito pequeno, os quais são numerosos e acomodados de modo a deixarem uma grande quantidade de macroporos entre eles, o que proporciona uma alta permeabilidade entre eles, mesmo com elevados teores de argila (LESPCH, 1998), o que pode estar relacionado com o valor apresentado.

Os perfis P4 e P7, que também apresentaram seus valores de concentração muito acima do limite estabelecido, mostram que a capacidade de filtro desses solos está longe da considerada ideal. Apresentam baixa capacidade de cargas, deixando passar este herbicida em uma quantidade muito acima do desejável. Este valor torna-se ainda mais acentuado se levamos em consideração que a atrazina apresenta elevada persistência nos solos (HALLBERG, 1989). Este resultado torna-se ainda mais delicado se levamos em consideração que os solos não heteromórficos são os primeiros a serem estudados na cabeceira de drenagem. Se esta filtragem do solo começa insuficiente no primeiro perfil estudado, a probabilidade da água não ser filtrada de maneira suficiente e chegar contaminada nos perfis subseqüentes é muito maior.

GRÁFICO 1 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$) NOS SOLOS NÃO-HIDROMÓRFICOS: LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO, TEXTURA ARGILOSA (P1), LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA MÉDIA (P4) E LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P7)



A tabela 1 apresenta os coeficientes de retenção (CR), ou seja, quanto maior o CR, menor será o valor deste herbicida na água de lixiviação. A vazão média das colunas em litro (L), sendo que foram adicionados 3820 ml em cada coluna. Na tabela tem-se o valor lixiviado, sendo este valor a diferença da quantidade aplicada e a velocidade média ($V \text{ dia}^{-1}$) da lixiviação da atrazina em colunas de solo não-hidromórficos: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa).

De acordo com a TABELA 1, o perfil que apresentou o maior CR foi o perfil 7, que também apresentou a maior vazão. Mas foi para este perfil que ocorreu a maior velocidade de lixiviação dos solos não-hidromórficos, confirmando que os solos arenosos apresentam menos carga e com isso, não conseguem reter a atrazina que lixivia no solo, concordando com PESSOA et al (1998), que afirmaram que, em solos arenosos, pode haver lixiviação relativamente rápida, atingindo profundidades consideráveis. O P4 apresentou o menor coeficiente de retenção, mas por outro lado, também foi o perfil que apresentou a menor vazão e a menor velocidade. Com esse resultado, pode-se supor que este resultado poderia ser menor se a vazão fosse maior, e talvez até ocorresse um valor maior que P7. O P1 apresentou um valor intermediário, tanto para CR, quanto para a vazão e a velocidade, confirmando

que este solo encontra-se estabilizado, apresentando a maior concentração de atrazina, como explicado acima.

TABELA 2 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR), VAZÃO MÉDIA DAS COLUNAS (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS DE SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS: LATOSSOLO BRUNO DISTRÓFICO RÚBRICO, TEXTURA ARGILOSA (P1); LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA MÉDIA (P4) E LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P7)

Perfil	CR	Vazão	
		L	L dia ⁻¹
P1	$3,45 \cdot 10^{-3}$	1,58	0,09
P4	$9 \cdot 10^{-4}$	0,60	0,03
P7	$1,19 \cdot 10^{-2}$	2,32	0,13

5.3.2 SOLOS SEMI-HIDROMÓRFICOS

O GRÁFICO 2 apresenta a média ponderada da concentração de atrazina para os solos semi-hidromórficos: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa).

De acordo com o gráfico, P2 apresentou a menor concentração de atrazina dos perfis estudados, ao contrário do que ocorreu com os solos não-hidromórficos. Também foi o solo que apresentou o menor CR, a menor vazão, e também a menor velocidade. Este perfil, classificado como Cambissolo, apresenta a característica de variar muito de um local para o outro. Isso ocorreu com P5, também classificado como Cambissolo, que apresentou uma perda de atrazina maior se comparada com P2. Esta classe comporta solos desde fortemente até imperfeitamente drenados (SBCS, 2006). A característica destes solos e a formação do material de origem ajudam a entender o comportamento distinto dos dois solos.

O P5 apresentou um valor intermediário de atrazina em relação aos outros dois perfis de mesmo regime hídrico (GRÁFICO 2). Também apresentou um valor intermediário para o CR, vazão e velocidade. Neste perfil ocorreu um valor alto na concentração de atrazina no primeiro período de amostragem, e foi diminuindo sucessivamente nos dois últimos períodos, mas mesmo assim esses valores podem ser considerados altos, se comparados com o estabelecido pela legislação, mostrando que a atrazina é altamente persistente em solos e tem mobilidade

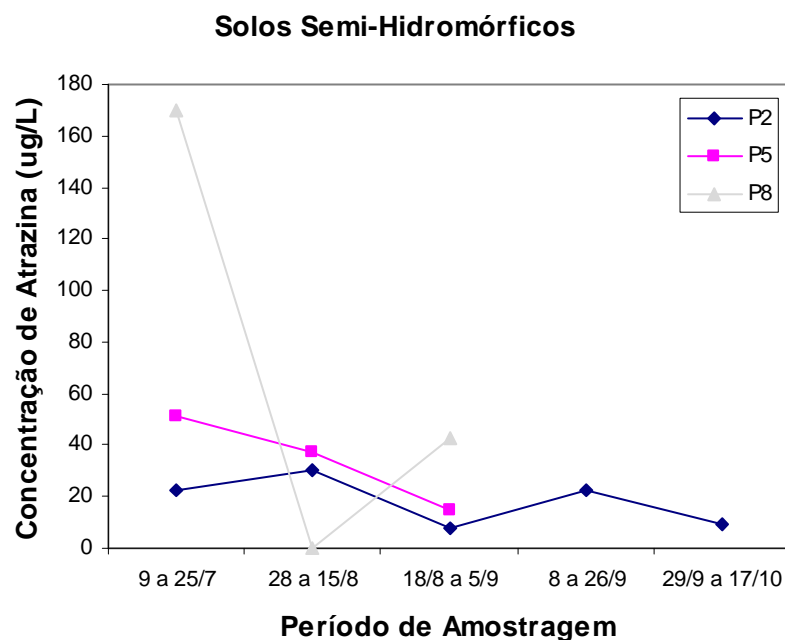
considerada de moderada a alta em solos com baixo teor de matéria orgânica e argila (MERSIE e SEYBOLD, 1996; MOREAU e MOUVET, 1997).

O P8 apresentou a maior perda de atrazina na água de lixiviação, apresentando um valor muito maior que os demais, neste regime hídrico. Ocorreu um valor bastante acentuado no primeiro período de coleta, depois diminuiu consideravelmente, para se elevar em seguida. Vários autores mostram que as maiores perdas de atrazina têm sido correlacionadas com a primeira chuva após a aplicação do herbicida (BELAMIE e GOUY, 1992; PATTY et al., 1997; CORREIA et al, 2007). Quanto menor o tempo entre a aplicação do herbicida e as chuvas, maiores são as perdas dos pesticidas por lixiviação. Esse valor confirma que os solos arenosos são muito susceptíveis a contaminação da água, pois não apresentando cargas, não retém a atrazina, acelerando o processo de lixiviação. Este valor é preocupante, tendo em vista que se o solo não conseguiu reter o herbicida no segundo perfil da cabeceira de drenagem, a probabilidade desta quantidade de atrazina ser carregada para o solo hidromórfico é bastante grande. Por se tratar de um Argissolo, que apresenta limitações a agricultura, como escassez de nutrientes (LESPCH, 2002), maior quantidade de agroquímicos são adicionados para a sua correção e elevação da sua produtividade.

TABELA 3 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR) DA ATRAZINA, VAZÃO MÉDIA DAS COLUNAS (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA DAS COLUNAS DE SOLOS SEMI HIDROMORFICOS: CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA ARGILOSA (P2); CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA MÉDIA (P5), ARGISSOLO ACIZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P8)

Perfil	CR	Vazão	
		L	L dia ⁻¹
P2	$9,6 \cdot 10^{-4}$	0,81	0,05
P5	$1,54 \cdot 10^{-3}$	1,21	0,07
P8	$1,58 \cdot 10^{-2}$	2,16	0,12

GRÁFICO 2 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$) NOS SOLOS SEMI HIDROMORFICOS: CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA ARGILOSA (P2); CAMBISSOLO HÚMICO DISTRÓFICO GLEISSÓLICO, TEXTURA MÉDIA (P5); ARGISSOLO ACINZENTADO DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARENOSA (P8)



5.3.3 SOLOS HIDROMÓRFICOS

O GRÁFICO 3 apresenta as concentrações de atrazina para os solos heteromórficos: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa).

Pelo gráfico, P3 apresentou a segunda maior perda de atrazina dos solos heteromórficos, apresentando um valor maior no período de amostragem, decrescendo e mantendo-se constante nos dois períodos seguintes, para em seguida se elevar novamente. Esta cabeceira de drenagem apresentou valores acentuados deste o primeiro perfil, e, como podemos observar, esse valor não diminuiu no último perfil. O Gleissolo encontra-se na faixa de transição entre o P2 (Cambissolo) e o Organossolo, esta faixa serve de amortização dos Organossolos, dos efeitos degradantes que possam vir da cabeceira de drenagem (MELO et al, 2007). Estes solos, portanto, tem papel fundamental na depuração, como neste caso, a atrazina, para preservação da qualidade da água que vai chegar aos Organossolos (CURCIO, 2004). Pelos valores apresentados, estes solos não estão oferecendo depuração suficiente, e essa cabeceira de drenagem, mesmo

apresentado textura argilosa, e conseqüentemente com mais cargas, não está depurando o suficiente, e provavelmente a contaminação da água não está sendo evitada.

O P6 apresentou o menor valor de atrazina na água de lixiviação dos solos heteromórficos. Esta cabeceira de drenagem apresentou valores elevados para os dois perfis que antecedem o Organossolo. Mas apesar deste valor ter diminuído consideravelmente neste perfil, ainda encontra-se elevado. Dos três perfis estudados, foi o que apresentou a maior vazão (TABELA 4), o que pode ter contribuído para o valor reduzido em relação aos demais solos do mesmo regime hídrico. A velocidade deste perfil (TABELA 4) apresentou o mesmo valor de P9, apesar dos valores bastante distintos destes dois perfis e o CR (TABELA 4) foi o menor dos solos heteromórficos.

O P9 apresentou um valor acentuado no primeiro período de coleta, mas ocorreu um acréscimo bastante expressivo no segundo período, para decrescer nos dois últimos, mas mesmo com estes decréscimos, os valores foram bastante altos. Apesar de P9 apresentar uma mudança de abrupta de horizonte, passando do horizonte A a E para um horizonte B adensado, faz com que este solo apresente uma permeabilidade bastante reduzida. Essa mudança abrupta pode ser causada tanto pela eluviação de argila, como por uma completa decomposição destas partículas, advinda de conduções temporárias de excesso de água nessa parte do perfil. O P9 apresentou o maior CR (TABELA 4), provavelmente devido a sua permeabilidade reduzida. A vazão (TABELA 4) foi intermediária em relação aos outros dois perfis deste regime hídrico e a velocidade foi a mesma de P6. Mas nenhum desses fatores, como a menor permeabilidade, contribuiu para que houvesse uma capacidade de suporte e potencial de depuração da água. Isso ocorreu devido à diminuição das cargas no solo, acarretando em prejuízo da qualidade da água que transita neste solo, antes de adentrar nos córregos e rios. Portanto, cuidado especial deve ser dispensado nas áreas agrícolas a fim de minimizar, ou mesmo estancar este processo (MELO et al, 2007).

GRÁFICO 3 – CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$) NOS SOLOS HIDROMORFICOS: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa (P3); ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico, textura média (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico, textura arenosa (P9)

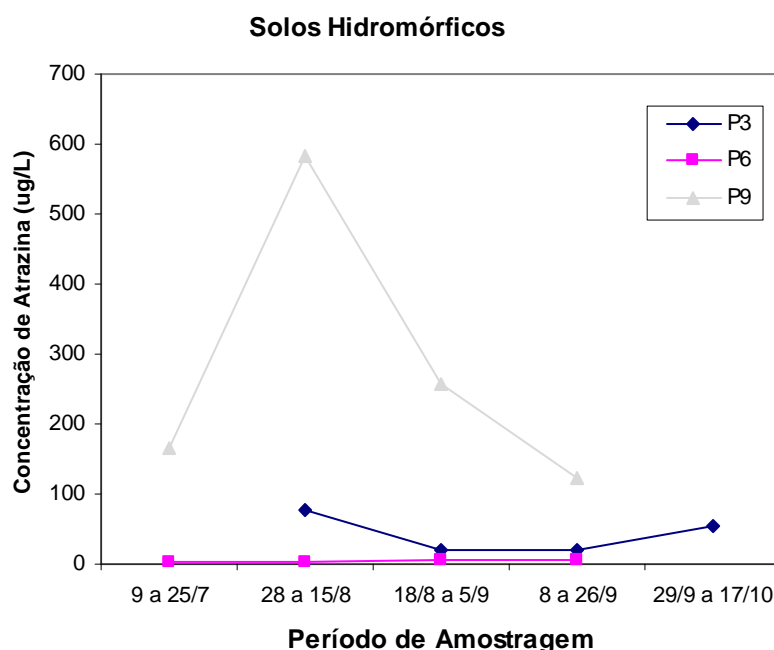


TABELA 4 – COEFICIENTE DE RETENÇÃO (CR) DA ATRAZINA, VAZÃO MÉDIA DAS COLUNA (L) E VELOCIDADE MÉDIA (V) DA LIXIVIAÇÃO DE ATRAZINA EM COLUNAS DE SOLOS HIDROMORFICOS: GLEISSOLO MELÂNICO TB DISTRÓFICO TÍPICO, TEXTURA ARGILOSA (P3); ORGANOSSOLO HÁPLICO “SÁPRICO” TÉTRICO, TEXTURA MÉDIA (P6) E PLANOSSOLO HÁPLICO DISTRÓFICO ARÊNICO, TEXTURA ARENOSA (P9)

Perfil	CR	Vazão	
		L	L dia ⁻¹
P3	$1,810^{-3}$	0,98	0,05
P6	$2,3 \cdot 10^{-4}$	1,34	0,07
P9	$1,69 \cdot 10^{-2}$	2,26	0,07

A média ponderada para a concentração de atrazina lixiviada das colunas indeformadas de solo, apresentou valores distintos, variando de acordo com o regime hídrico de cada solo. Mas todos os perfis apresentam valores muito acima do estabelecido pela legislação. Os solos não-hidromórficos apresentaram valores de aproximadamente 40; 35 e 28 mg L^{-1} para P1, P4 e P7, respectivamente. Para os solos semi-hidromórficos, os valores encontrados da água lixiviada das colunas de solos foram de aproximadamente 22; 29 e 226 mg L^{-1} para P2, P5 e P8. Já para os solos heteromórficos a concentração dos valores da água lixiviada das colunas de superfície apresentaram valores de aproximadamente 42; 4 e 212 mg L^{-1} , para P3, P6 e P9.

A atrazina tem sido classificada como um possível agente cancerígeno em humanos e está sendo banida na Europa. A União Européia estabelece uma concentração máxima de $0,1\text{mg L}^{-1}$ de pesticidas individuais em água utilizada para consumo humano. A Agência de Proteção Ambiental Americana considera a toxicidade de cada agrotóxico e estabelece diferentes limites para cada (PINTO e JARDIM, 2000).

No Brasil, a portaria do Ministério da Saúde, nº 14 69 – 29 de dezembro de 2000 indicam os limites máximos de atrazina permitidos em água e estabelece o valor máximo aceitável de $2,0\mu\text{ L}^{-1}$ (BRASIL, 2000), valor também adotado pelo CONAMA (para a água doce superficial) e pela Organização Mundial de Saúde.

Este herbicida, quando utilizado de forma incorreta e sem considerar as particularidades do próprio produto e dos agroecossistemas, pode representar perigo ao ambiente e à saúde humana, quando utilizados de forma abusiva. Estudos mostram que seus resíduos são encontrados em alimentos, como frutas e vegetais (ATRAZINE, 1993). Este problema torna-se ainda mais acentuado devido ao alto potencial de lixiviação no solo, independente da textura. Isto colabora para que a atrazina seja o herbicida mais encontrado em cursos de água em todo o mundo (LENGENBACH et al, 2000).

Este herbicida quando em excesso na água causa efeitos adversos a saúde humana, como náuseas, vômitos, transpiração excessiva, diarreia, confusão mental, fraquezas, espasmos musculares, e convulsão. No ambiente oferece vários riscos por ser altamente persistente e altamente tóxico para as algas (ATANOR, 2009).

5.4 CONCLUSÕES

Na metodologia, dois modos de quantificação foram analisados, sendo ambos muito semelhantes. Mas, o método SIM apresentou melhores resultados de recuperação, especialmente para o limite estabelecido pela resolução do CONAMA. Dessa forma, esse foi o modo escolhido para a determinação da atrazina neste estudo.

Independente do regime hídrico analisado, todos os solos, não-hidromórficos: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO

Distrófico típico, textura arenosa); semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2), CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico (P8) e os heteromórficos: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térreo (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9); apresentaram média ponderada de atrazina lixiviada das colunas de solos indeformadas acima do estabelecido pelo CONAMA.

Os solos não apresentaram cargas e filtrações suficientes, e os cuidados nestas cabeceiras de drenagem são necessários, pois quantidades iguais de atrazina são aplicados aos solos, sem levar em consideração a textura do solo, se os solos usados para a produção agrícola são realmente apropriados para esse tipo de prática e também se os solos utilizados não estão próximos aos mananciais hídricos. Se os cuidados primordiais não forem observados, a degradação do solo vai continuar de forma descontrolada, além de a água lixiviada estar saturada de atrazina, provocando, assim, a contaminação dos mananciais hídricos.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ATANOR DO BRASIL LTDA. **Ficha de informações de segurança de produtos químicos:** Atrazian Atanor 50 SC. Disponível em: <www.agroimport.com.br/fispq/FISPQ_Atrazina_ATANOR.pdf>. Acesso em: 02 de junho 2009.

ATRAZINE. **Ciba – Geigy**. Brasília, v. 1, 1993, 121 p.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BASF PORTUGUESA LTDA. **Ficha de dados de segurança conforme 91/155/CEE.** Disponível em: <www.agro.basf.pt/pt/deploy/media/productfiles/safetydatasheets/Laddok.pdf>. Acesso em: 02 de junho 2009.

BELAMIE, R.; GOUY, V. **Introduction des polluants dans le milieu fluvial. Influence du ruissellement des sols**. Oceanis, v. 18, p. 505 - 521, 1992.

BELLUCK, D. A.; BENJAMIN, S. L.; DAWSON, T. **Groundwater contamination by atrazine and its metabolites: Risk assessment, policy, and legal implications**. In L. Somasundaram and J.R. Coats (eds.) *Pesticide Transformation Products: Fate*

and Significance in the Environment. American Chemical Society, Washington, DC. 1991.

BRASIL - **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução CONAMA nº. 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Portaria no. 1469, de 29 dez. 2000: norma de qualidade de água para consumo humano. Brasília, 2000.

CABRAL, M. F.; SOUZA, D.; ALVES, C. R.; MACHADO, S. A. S. **Estudo do comportamento eletroquímico do herbicida ametrina utilizando a técnica de voltametria de onda quadrada**. Eclética química, v. 28, n.2, p-41-47, 2003.

CARNEY, M. **European drinking water standards**. Journal AWWA, v. 83, p. 48 - 55, 1991.

CORREIA, F. V.; MERCANTE, F. M.; FABRÍCIO, A. C.; CAMPOS, T. M. P. De; VARGAS JÚNIOR, E. A.; LANGENBACH, T. **Infiltração de atrazina em Latossolo submetido aos sistemas de plantio direto e convencional**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 42, n. 11, p. 1617 - 1625, 2007.

CURCIO, G. R. **Solos**. In: **Plano de Manejo Parque Estadual de Vila Velha**. Curitiba: IAP – Instituto Ambiental do Paraná, SEMA. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. p. 136 - 174.

EXTOXNET. **Atrazine information profiles**. Extension Toxicology Network. Pesticide Information Profiles, 1996.

HALLBERG, G. R. **Pesticides pollution of groundwater in the humid United States**. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 26, n. 3/4, p. 299 - 367, 1989.

HAMILTON, P. A.; MILLER, T. L. **Lessons from the national waterquality assessment: a decade of intensive water-quality studies indicates that reducing diffuse nonpoint water contamination requires new tools and a holistic management approach**. Journal of Soil and Water Conservation, v. 57, p.16 - 22, 2002.

JAVARONI, R. de C.A.; LANDGRAF, D.; REZENDE, M. O. O. **Comportamento dos Herbicidas Atrazina e Alaclor Aplicados em Solos Preparado para o Cultivo de cana-de-açúcar**. Química Nova, v. 22, p. 58 - 64, 1999.

LANGENBACH, T.; SCHROLL, R.; SCHEUNERT, I. **Fate of the herbicide ¹⁴C-terbuthylazine in Brazilian soils under various climatic conditions**. Chemosphere, v. 45, p. 387 - 398, 2001.

LAVY, T. L.; ROETH, F. W.; FENSTER, C. R. **Degradation of 2,4-D and atrazine at three soil depths in the field.** Journal Environmental Quality, v. 2, p. 132 - 137, 1973.

LERCH, R. N.; BLANCHARD, P. E.; THURMAN, E. M. **Contribution of hydroxylated atrazine degradation products to the total atrazine load in Midwestern streams.** Environmental Science and technology, v. 32, p. 40 - 48, 1998.

MARTIN - NETO, L.; THAGHETTA, D. G.; VAZ, C. M. P.; CRESTANA, S.; SPOSITO, G. **On the interaction mechanisms of atrazine and hidroxiatrazina with humic substances.** Journal of Environment Quality, v. 30, n. 2, p. 520 – 525, 2001.

MELO, M. S. de; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná.** Ponta Grossa, Editora UEPG, 2007. 230 p.

MERSIE, W.; SEYBOLD, C. **Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, deisopropilatrazine, and hydroxyatrazine on levy wetland soil.** Journal Agriculture and Food Chemistry, v. 44, p. 1925 – 1929, 1996.

MONTGOMERY, J. H. **Agrochemicals, desk reference.** 2 ed. Boca Raton, New York, Lewis Publishers, 656 p. 1997.

MOREAU, C.; MOUVET, C. **Sorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, and hydroxyatrazine by soil and aquifer solids.** Journal of Environment Quality, v. 26, p. 416 – 424, 1997.

PATTY, L.; REAL, B.; GRILL, J. J. **The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrates and soluble phosphorus compounds from runoff water.** Pesticide Science, v. 49, p. 243 - 251, 1997.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. D. de; NICOLELLA, G.; HAMILTON, P. A.; MILLER, T. L. **Lessons from the national waterquality assessment: a decade of intensive water-quality studies indicates that reducing diffuse nonpoint water contamination requires new tools and a holistic management approach.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 57, p. 16 - 22, 2002.

PINHO, A. P. de.; MATOS, A. T. de; COSTA, L. M. da; MORRIS, A. M.; JACKSONS, R. C.; WHITE, W.; MARTINEZ, M. A. **Retenção de atrazina, picloram e caulinita em zona ripária localizada em área de silvicultura.** Engenharia na Agricultura, v. 12, n. 4, p. 260 - 270, 2004.

PINTO, G. M. F.; JARDIM, I. C. F. S. **Use of solid-phase extraction and high-performance liquid cromatography for the determination of triazine residues in**

water: validation of the method. Journal Chromatography A, v. 869, p. 463 – 469, 2000.

RESENDE, M. CURI, N.; SANTANA, D. P. **Pedologia e Fertilidade do Solo:** interações e aplicações. Brasília: MEC: Esal: Potafos, 1988. 83 p.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P. da.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. **Pesticidas e seus respectivos riscos associados á contaminação da água.** Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 13, p. 53-58, 2003.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. da. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SASS, J. B.; COLANGELO, A. **European Union bans atrazine, while United States negotiates continued use.** International Journal of ocupaccional and environmental health, v. 12, n. 3, p. 260 - 267, 2006.

SHABIR, G. A. **Validation of high-performance liquid chromatography methods for pharmaceutical analysis.** Understanding the differences and similarities between validation requirements of the US Foods and Drug Administration, the US Pharmacopeia and International Conference on Harmonization. Journal of Chromatography A, v. 987, p. 57 – 66, 2003.

SINGH, N.; KLOEPPEL, H.; KLEIN, W. **Movement of metolachlor and terbuthylazine in core and packed soil columns.** Chemosphere, v. 47, p. 409 - 415, 2002.

VASCONCELOS, F. C. W. **Transporte de atrazina influenciado por calagem e adubação fosfatada em ambientes de Latossolos da Bacia do Rio das Mortes (MG).** Lavras, 2007. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Lavras.

WALKER, A. E.; HOLMAN, R. E.; LEIDY, R. B. **ELISA and GC/MS analysis of pesticide residues in North Carolina.** Journal of the American Water Resources Association, v. 36, p. 67 - 74, 2000.

WAUCHOPE, R. D. **Effects of conservation tillage on pesticide loss with water.** In: LOGAN, T. J.; DAVIDSON, J. M.; BAKER, J. L.; OVERCASH, M. R. (Ed.). Effects of conservation tillage on groundwater quality. Chelsea: Lewis Publishers, p. 205 - 215, 1987.

CAPÍTULO 6

MOVIMENTAÇÃO DE NPK EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLOS DE TRÊS PEDOSSEQUÊNCIAS NO ESTADO DO PARANÁ

6.1 INTRODUÇÃO

O solo apresenta inúmeras funções, e uma das principais é atuar como filtro, devido a sua capacidade de depurar grande parte das impurezas nele depositadas. Essa capacidade de filtração, no entanto, é limitada, podendo ocorrer alteração na qualidade do solo em virtude do efeito acumulativo da aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes. Os Estados Unidos foi um dos primeiros países a discutir possíveis efeitos dos defensivos agrícolas sobre o meio ambiente, em meados de 1944, mas somente em 1988, quase 44 anos depois, a partir de pesquisas comprovadas, os cientistas passaram a estar realmente cientes dos problemas causados pelo uso excessivo de pesticidas no solo. O uso de agrotóxicos, como o NPK, deveria ocorrer em condições controladas, isto é, que possibilitassem a produção agrícola e, ao mesmo tempo, mantivessem o ambiente preservado. Na maioria das vezes não é isso que ocorre. Após aplicações diretas ou, indiretas (nas culturas), o solo pode ser contaminado, provocando graves desequilíbrios ambientais e também causar sérios problemas á todos os seres vivos. (MUNDO ORGÂNICO, 2009).

O problema se agrava quando as áreas de recarga, constituída por materiais arenosos, com elevada macroporosidade estão sendo ocupadas por atividades agrícolas com número expressivo de aplicações de agrotóxicos (GOMES et al, 2001; GOMES et al, 2002). Esse, aliás, apresenta cenário extremamente favorável à lixiviação de produtos com alta mobilidade ao longo do perfil.

Esta situação fica ainda mais complicada se levarmos em consideração que o estado do Paraná atualmente ocupa uma posição de destaque no cenário agrícola nacional. Apesar de possuir 2,3% da área do país, o Paraná é responsável por 23,4% da produção nacional de grãos, sendo o primeiro produtor nacional de milho, e o segundo produtor de soja. Conseqüentemente, o Paraná também é um grande consumidor de agrotóxicos, situando-se como o segundo maior consumidor de Produtos Agrotóxicos Comerciais (PARANÁ, 2001).

Este grande consumo de agrotóxicos, sem o devido cuidado quanto às formas de aplicação, bem como quanto às dosagens adequadas, podem elevar a presença de nutrientes (NPK) na água e assim favorecer o crescimento populacional de algas e plantas aquáticas – eutrofização – comprometendo a qualidade e quantidade da água. (PESSOA et al). Trabalhos na literatura têm mostrado que sempre que a adição de nitrogênio exceder a necessidade da cultura, parte significativa pode lixiviar abaixo da zona radicular e conseqüentemente atingir o lençol freático (ANGLE et al, 1993; DALIPARTHY et al, 1994; SEXTON et al, 1996).

TAVARES (1986) menciona que os nutrientes e agrotóxicos aplicados na agricultura, onde a lavagem dos solos transporta - os, promove a contaminação das águas que são consumidas por homens e animais, levando à intoxicação e, por vezes, à morte. Ressaltando mais especificamente os impactos da utilização de nutrientes, em especial o nitrogênio e fósforo.

O objetivo deste trabalho foi acompanhar a movimentação de NPK em colunas indeformadas de solos de três pedossequências do estado do Paraná. Estes solos foram divididos pelo regime hídrico, sendo: heteromórficos, semi-hidromórficos e não-hidromórficos. Os valores de NPK foram mensurados na tentativa de entender a movimentação do NPK sobre diferentes regimes hídricos.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A avaliação consistiu no estudo de três cabeceiras de drenagem em diferentes regimes hídricos do estado do Paraná, sendo: arenitos e folhelhos. Estas áreas estão localizadas nos municípios de Paranavaí e Ponta Grossa, respectivamente.

A primeira cabeceira de drenagem, inserida no Folhelhos de Formação Ponta Grossa, encontra-se na área experimental da Embrapa Transferência de Tecnologia. A segunda cabeceira de drenagem, encontra-se na área experimental da Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), inserida no Arenito do Grupo Itararé e a terceira cabeceira de drenagem encontra-se no município de Paranavaí, em uma propriedade particular, inserida no Arenito Caiuá.

Os solos utilizados no experimento foram classificados de acordo com a EMBRAPA – (SBCS – 2006), na pedossequência 1: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico, CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, GLEISSOLO

MELÂNICO Tb Distrófico típico; na pedossequência 2, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico; e na pedossequência 3, LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico, PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

6.2.1 Nitrogênio

As determinações do nitrogênio na forma amoniacal no solo foram feitas utilizando KCl 2M como extrator, de acordo com MULVANEY (1996). As extrações foram feitas adicionando-se solo e extrator na proporção de 1:10. Após este procedimento a alíquota contendo solo mais KCl 2M foi agitada por 30 minutos, em centrífuga a 200 rpm. Após a centrifugação as amostras permaneceram em repouso até o dia seguinte, possibilitando assim uma melhor decantação, sendo então separadas as alíquotas para a análise, sem filtragem do material.

O teor de N total solúvel no solo foi determinado em espectrofotômetro (Spectrometer UV/VIS – Perkin Elmer – Lambda 20) com comprimento de onda de 660 nm. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, com uma curva de calibração de seis pontos (0, 5, 10, 15, 20, 25 e 30), com concentração crescente de N e o r^2 da equação gerada com os pontos da curva foi em média 0,9972. A solução padrão das amostras foram preparadas com 5 ml da solução padrão, 8 ml de NaOH, 1,2 ml de hipoclorito comercial, 1,2 ml de ácido salicídrico e 2 ml de água. As amostras foram preparadas com 5 ml de amostra, 2 ml de HCl 1 N, 8 ml de NaOH, 1,2 ml de hipoclorito comercial, 1,2 ml de ácido salicídrico. As leituras foram realizadas após 10 minutos, sendo que eram feitas 20 amostras de cada vez. Quando estas extrapolavam a curva de calibração procedia-se a diluição da amostra com água destilada e deionizada na proporção 1:5.

6.2.2 Fósforo

O fósforo foi analisado com extração via Mehlich, determinado por colometria, com espectrofotometria UV (EMBRAPA, 1997).

6.2.3 Potássio

O potássio foi extraído pela solução de Mehlich através de fotometria de chama. Em razão da diluição de 1:10 na extração, a concentração de K⁺ corresponde ao teor de potássio na amostra, em mg/dm³, porém o teor de K⁺ na amostra deve ser expresso em cmolc/dm³ (EMBRAPA, 1997).

6.2.4 pH

Para a caracterização química do solo analisou-se, de acordo com EMBRAPA (1997), pH em CaCl₂ que foi obtido diretamente, pela leitura no aparelho.

Os dados encontram-se na TABELA 1:

TABELA 1 – MÉDIA DA ANÁLISE DE Ph, REFERENTE A TRÊS REPETIÇÕES DE CADA SOLO, DE DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS: SOLOS NÃO-HIDROMÓRFICOS, SEMI-HIDROMÓRFICOS E HIDROMÓRFICOS DE SUPERFÍCIE (0 – 50 CM) E SUBSUPERFÍCIE (50 – 100 CM)

Solos Não-Hidromórficos de Superfície e Subsuperfície														
Perfil	Sup.		Sub.		Perfil	Sup.		Sub.		Perfil	Sup.		Sub.	
	Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2
P1	0_10	4,95	50_60	4,95	P4	0_10	5,39	50_60	5,03	P7	0_10	5,2	50_60	5,01
	10_20	4,78	60_70	4,64		10_20	5,49	60_70	4,79		10_20	5,07	60_70	5,06
	20_30	4,6	70_80	4,59		20_30	5,19	70_80	4,9		20_30	4,81	70_80	5,05
	30_40	4,47	80_90	4,66		30_40	5,11	80_90	4,55		30_40	4,73	80_90	5,23
	40_50	4,41	90_100	4,85		40_50	4,87	90_100	4,36		40_50	4,55	90_100	5,27
Solos Semi-Hidromórficos de Superfície e Subsuperfície														
Perfil	Sup.		Sub.		Perfil	Sup.		Sub.		Perfil	Sup.		Sub.	
	Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2	Prof. (cm)	pH CaCl2
P2	0_10	5,1	50_60	4,87	P5	0_10	5,75	50_60	4,91	P8	0_10	4,9	50_60	3,31
	10_20	4,98	60_70	4,84		10_20	5,44	60_70	4,67		10_20	4,74	60_70	3,25
	20_30	4,78	70_80	4,83		20_30	4,92	70_80	4,6		20_30	4,25	70_80	3,22
	30_40	4,72	80_90	4,85		30_40	4,77	80_90	4,46		30_40	4,3	80_90	3,23
	40_50	4,73	90_100	4,89		40_50	4,57	90_100	4,38		40_50	4,66	90_100	3,22
Solos Hidromórficos de Superfície e Subsuperfície														
Perfil	Sup.		Perfil	Sup.		Perfil	Sup.		Perfil	Sub.				
	Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2		Prof. (cm)	pH CaCl2			
P3	0_10	4,42	P6	0_10	4,46	P9	0_10	5,34	50_60	2,77				
	10_20	4,32		10_20	4,29		10_20	5,17	60_70	2,77				
	20_30	4,28		20_30	4,31		20_30	4,67	70_80	2,76				
	30_40	4,14		30_40	4,31		30_40	4,72	80_90	2,82				
	40_50	4,05		40_50	4,22		40_50	4,57	90_100	2,83				

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.3.1 NITROGÊNIO

No GRÁFICO 1, estão sendo amostrados os teores de amônia (NH₄) por coluna de solo e por profundidade de todos os perfis estudados, agrupados por

hidromorfia, onde para melhor comparação a escala de valores de nitratos, no eixo X, é igual em todas as figuras.

O GRÁFICO 1 apresenta a concentração de amônia (NH_4) dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa); solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa) e solos heteromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térnico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 2 apresenta as mesmas perdas acumuladas de NH_4 , com a diferença destes solos terem sido coletados na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, devido a saturação hídrica permanente. Os solos desta classe ocorrem na maioria das vezes em áreas de relevo plano ou suave ondulado, como no caso destes perfis, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, sendo que nas baixadas, como neste caso, que era o último solo estudado da toposequência, estes solos são heteromórficos (SBCS, 2006).

O GRÁFICO 1 mostra que nos solos não-hidromórficos, o perfil que apresentou maior retenção de amônia ao longo da coluna foi o P1. Pelo gráfico, observa-se que a maior quantidade deste nutriente ficou retida na superfície (0 – 10 cm), para diminuir nos próximos 10 cm e apresentar um aumento de 20 – 30 cm, e diminuindo novamente nos últimos 20 cm. Mas apesar das diferenças apresentadas, estão não foram muito acentuadas, ficando entre 1,1 a 1,9 mg L^{-1} , ao longo da coluna. Já para P4, a concentração de amônia foi menor, ficando entre 0,7 e 0,4 mg L^{-1} . Pelo gráfico observa-se que, a semelhança de P1, a maior concentração foi na superfície (0 – 10 cm), para diminuir nos próximos 10 cm e aumentar em seguida. Para P7, a concentração de amônia no solo apresentou praticamente os mesmos valores de P4, entre 0,4 e 0,7 mg L^{-1} .

Pela TABELA 1, é possível observar que os menores valores de amônia ocorreram para os solos com pH mais elevado. Estes resultados concordam com CAIADO, 1994, que em condições de pH elevado, freqüentes durante períodos de

intensa fotossíntese, favorecem a presença de amônia na forma livre (NH_3). O pH tem influência ainda na transformação da amônia (NH_3) para a forma amoniacal (NH_4^+); em ambientes com baixo pH essa conversão é favorecida (CAIADO, 1994). Dos solos não-hidromórficos, os três perfis foram classificados como Latossolos, mas apresentam movimentação bastante diferenciada ao longo do perfil. Este solo apresenta avançado estágio de intemperização, são muito evoluídos e fortemente bem drenados (EMBRAPA, 2006).

Dos três solos estudados, o comportamento de P4 e P7 foi bastante parecido, sendo que estes dois solos apresentam sua formação em Arenitos. O P1 que apresentou maior retenção tem sua formação em Folhelhos. Isto pode ser atribuído aos solos que formados sobre Arenitos, apresentam menos carga e assim, possuem menor capacidade de filtragem dos poluentes, como podem ser observados, estes solos reteram menos amônia e os valores foram mais altos na água de lixiviação (CAPÍTULO 2).

Pelo GRÁFICO 1 (B), os perfis 2 e 5, classificados como Cambissolos, e P8, como Argissolo, apresentaram a mesma tendência dos solos não-hidromórficos, onde P2 (textura argilosa) apresentou maiores valores, e maior concentração nos primeiros 30 cm, e havendo uma diminuição nos últimos 20 cm, e seus valores variaram de 0,9 a 3 mg L^{-1} . Já o P5 apresentou maiores valores de amônia entre 20 a 40 cm, variando de 1,4 a 2,8 mg L^{-1} . Destes dois perfis de textura argilosa, P2 apresentou maior movimentação de amônia no solo. Os Cambissolos, devido a heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características deste solo variam muito de um local para outro (EMBRAPA, 2006). Assim, esta classe comporta desde solos fortemente até imperfeitamente drenados, apresentando bastante variação da movimentação da amônia ao longo da sua profundidade.

O P7 apresentou valores mais baixos em relação aos outros dois perfis, variando de 0,4 a 0,7 mg L^{-1} , onde a maior concentração ocorre na profundidade de 20 a 30 cm, profundidade esta intermediária ao longo da coluna. Alguns Argissolos, como é o caso deste perfil, apresentam um evidente incremento no teor de argila, do horizonte B para baixo, que neste solo começou aos 26 cm (ANEXO 1). Isto pode ter contribuído para que houvesse uma maior concentração de amônia nesta profundidade (20 a 30 cm). Dos três solos semi-hidromórficos de superfície estudados, novamente o perfil de textura arenosa apresentou menores

concentrações de amônia ao longo da coluna. Sendo uma das funções do solo a de funcionar como filtro, os solos arenosos apresentam menos carga e conseqüentemente menores capacidade de retenção deste nutriente. Como este solo encontra-se no terço médio ao longo da cabeceira de drenagem, a probabilidade da amônia ser alta nos solos heteromórficos torna-se bastante acentuada.

Os solos heteromórficos (GRÁFICO 1C), mostram que a maior concentração, e também a maior movimentação da amônia ocorreu para P6. Seu valor foi praticamente o mesmo nos primeiros 20 cm do solo, para apresentar um acréscimo em 20 a 30 cm, para em seguida seu valor duplicar, em 30 a 40 cm, e nos últimos 10 cm da coluna ocorrer um pequeno decréscimo. Os Organossolos por serem solos pouco evoluídos, constituídos por material orgânico proveniente de acumulações de restos vegetais em grau variável de decomposição, são mal a muito mal drenados. De acordo com a TABELA 1, os valores de pH foram intermediários em relação aos perfis deste regime hídrico, mas é interessante levar em consideração que os maiores valores de pH coincidiram os menores valores de amônia no solo. Os resultados concordam com SILVA (2005), o qual explica que o decréscimo do pH pelo efeito ácido da nitrificação do amônio presente nos fertilizantes, tal fato também pode ser visto como responsável pelo aumento do Al disponível no solo.

O segundo perfil a apresentar maior retenção de amônia no solo foi o P2, sendo a profundidade com maior concentração foi nos primeiros 30 centímetros, para decrescer em seguida. Seus valores variaram entre 0,8 a 2,5 mg L⁻¹, mostrando a grande mobilidade que o nitrogênio tem nos solos. Esta grande movimentação da amônia no solo pode ser atribuída a esta classe de solo ser mal a muito mal drenado, em condições naturais (EMBRAPA, 2006). Isto faz com que a movimentação da amônia ao longo da coluna seja instável. O P8, classificado como Planossolo, apresentou as menores concentrações de amônia em sua profundidade, variando de 0,4 a 0,8 mg L⁻¹, mas os maiores valores ficaram entre os 10 a 20 cm do solo. Também são solos imperfeitamente ou mal drenados (EMBRAPA, 2006), justificando esta variação. Mas mesmo com uma variação com o dobro de seus valores, pode-se observar que os solos heteromórficos apresentaram baixa capacidade de retenção da amônia, especialmente P9, de textura argilosa. Como estes solos encontram-se no terço inferior da paisagem, a probabilidade de contaminação da água por amônia é bastante acentuada.

Os solos de subsuperfície (GRÁFICO 2) mostram a movimentação da amônia para os solos não-hidromórficos (GRÁFICO 2-A), observando que a maior movimentação ocorreu para o P4, que nos primeiros 10 cm apresentou concentração de $2,7 \text{ mg L}^{-1}$, para decrescer em seguida. Já P1 apresentou um comportamento oposto ao P4, em que seu menor valor foi encontrado na superfície (0 – 10 cm), com $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, para aumentar em nos outros 40 cm de profundidade. O P7, de textura arenosa apresentou os menores valores deste nutriente no solo, não ultrapassando $0,6 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, um valor 5 vezes menor que P4.

Apesar dos valores de amônia terem sido menores na subsuperfície (50 – 10 cm) em relação a superfície (0 – 50 cm), estes resultados confirmam que para os solos não-hidromórficos, o perfil de textura arenosa mostrou capacidade de retenção 5 vezes menor na profundidade de 30 cm de P7 em relação a P4, mostrando a baixa carga deste solos em reter nutrientes que podem levados para os outros regimes hídricos ao longo da cabeceira de drenagem.

O GRÁFICO 2B, a semelhança do que ocorreu com os solos não-hidromórficos de subsuperfície, mostra que o solo que apresentou maior concentração de amônia foi P5, mas essa maior concentração foi entre os 20 e 30 cm, sendo que sua movimentação também foi grande, variando de $0,7$ a 2 mg L^{-1} . Em seguida o P1 apresentou maior retenção, sendo que a maior concentração encontra-se nos primeiros 20 cm (50 – 70 cm). O menor valor encontrado ocorreu para P8 e P9, ambos os solos de textura arenosa. Estes dois perfis, pesar de não pertencerem ao mesmo regime hídrico, apresentaram comportamento semelhante, ou seja, a maior parte da amônia ficou retida nos primeiros 20 cm.

GRÁFICO 1 - TEOR DE AMÔNIA NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS

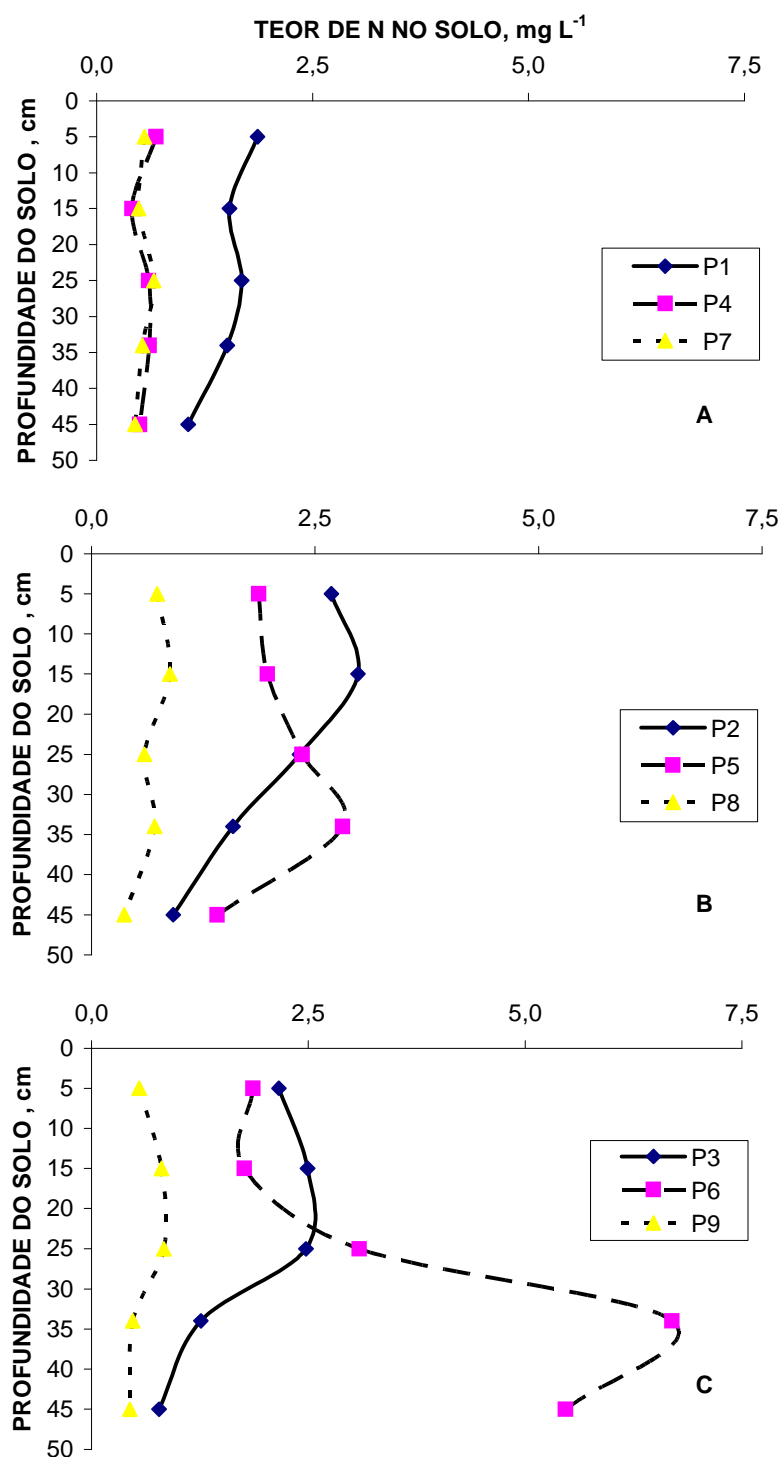
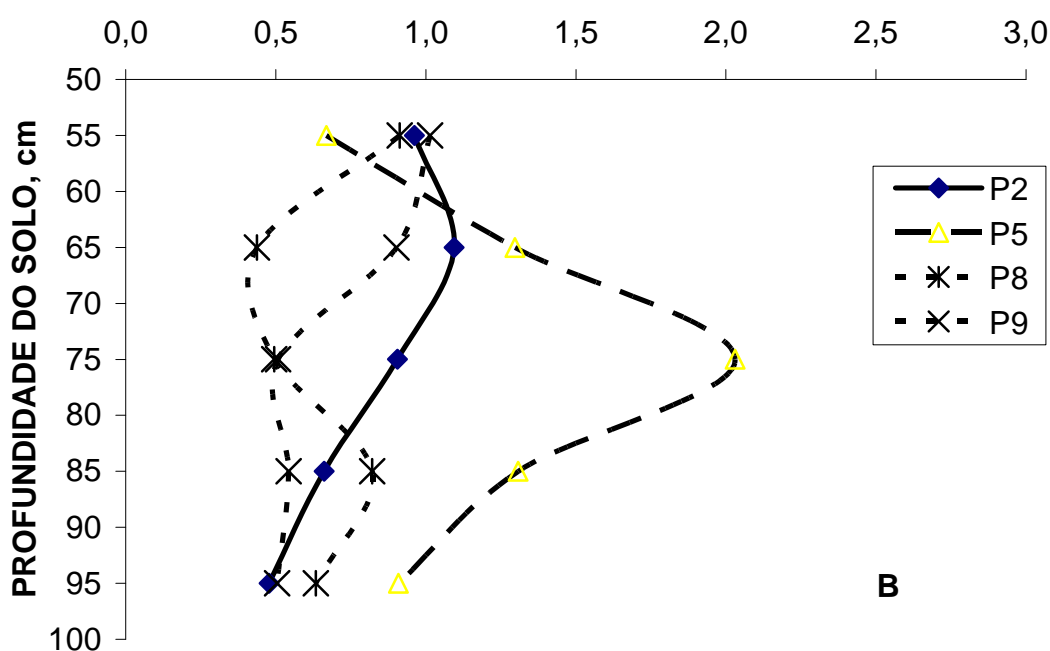
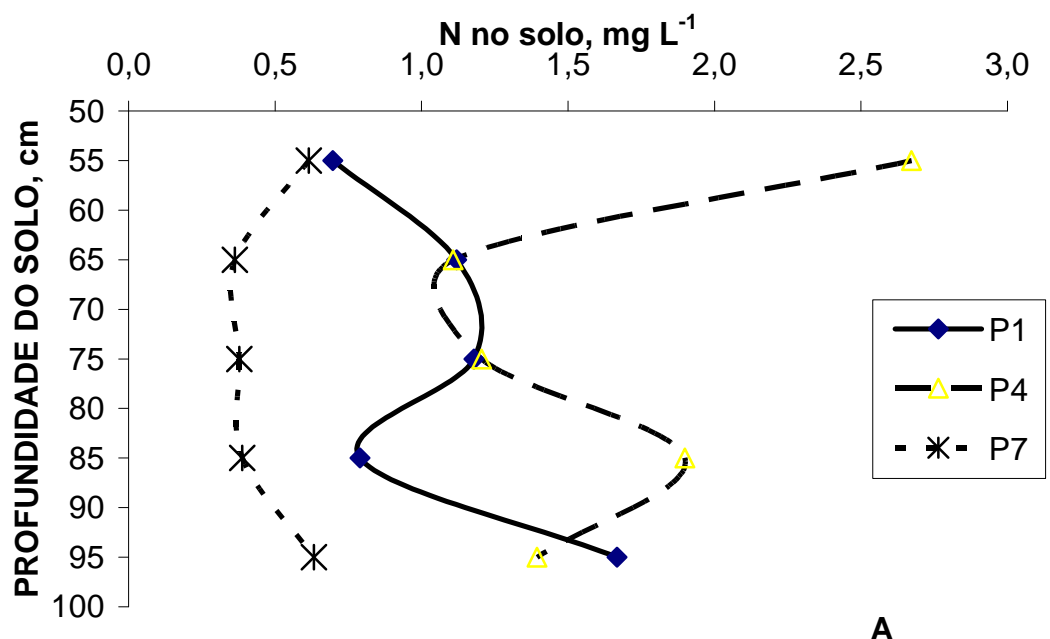


GRÁFICO 2 - TEOR DE AMÔNIA NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA de 50 A 100 cm, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS



A TABELA 2 mostra os teores médios de amônia no solo das colunas de todos os perfis amostrados de superfície, nas cinco profundidades e valor do coeficiente de variação por profundidade. A concentração de amônia ao longo dos perfis de solo não diferiu estatisticamente, evidenciando assim a lixiviação desse íon no perfil dos solos em decorrência de sua alta mobilidade. As maiores variações

ocorreram nas camadas de 10 – 20 cm do solo, com tendência de movimentação da amônia para maiores profundidades em P6.

A amônia é de alta mobilidade no solo, especialmente na camada superficial, devido à adsorção não-específica a que o íon está sujeito e à predominância de cargas negativas no complexo coloidal do solo, decorrente da presença da matéria orgânica. Diante disso, a forma de NH_4^+ pode ser mais eficientemente adsorvida às cargas negativas do solo quando comparada com a forma NO_3^- (MAIA e CANTARUTTI, 2004). O N-NH_4 tem maiores perdas pelo escoamento superficial do que por subsuperfície, uma vez que se encontra relativamente imobilizado no solo e está mais concentrado na superfície do solo (BERTOL et al., 2004). Mesmo com essas características de maior concentração na superfície, seus valores não diferiram estatisticamente.

TABELA 2 - TEORES MÉDIOS DE AMÔNIA ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.

Perfil	0 a 10 cm		10 a 20 cm		20 a 30 cm		30 a 40 cm		40 a 50 cm	
	$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$		$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$		$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$		$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$		$\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	
P1	1,9	a*	1,5	ab	1,7	a	1,5	b	1,1	b
P2	2,7	a	3	a	2,3	a	1,6	b	0,9	b
P3	2,2	a	2,5	ab	2,5	a	1,3	b	0,8	b
P4	0,7	a	0,4	b	0,6	a	0,6	b	0,5	b
P5	1,9	a	2	ab	2,4	a	2,8	b	1,4	b
P6	1,9	a	1,8	ab	3,1	a	6,7	a	5,5	a
P7	0,6	a	0,5	ab	0,7	a	0,5	b	0,4	b
P8	0,7	a	0,9	ab	0,6	a	0,7	b	0,4	b
P9	0,5	a	0,8	ab	0,8	a	0,5	b	0,4	b
CV, %	78		61,7		62,3		63,7		72,4	

6.3.2 Fósforo

No GRÁFICO 3, estão sendo mostrados os teores de fósforo (P) por coluna de solo e por profundidade de todos os perfis estudados, agrupados por hidromorfia, onde para melhor comparação a escala de valores de P, no eixo X, é igual em todas as figuras.

O GRÁFICO 3 apresenta a concentração de P dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa); solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média),

P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa) e solos heteromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Térnico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 4 apresenta as mesmas perdas acumuladas de P, com a diferença destes solos terem sido coletados na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, devido a saturação hídrica permanente, como citado para a discussão da amônia.

Pelos GRÁFICO 4 e 5, podemos observar que os valores de P foram superiores a amônia, isto porque a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena e as perdas por lixiviação são consideradas insignificantes, daí porque este elemento tem recebido pouca atenção na avaliação de HEATHWAITE et al. (2000).

Dos solos não-hidromórficos de superfície, o P1 apresentou a maior concentração de fósforo, seguido do P4 e em último P7. Para os três perfis analisados neste regime hídrico, as maiores concentrações foram nos primeiros 10 cm do solo. Estes resultados, das maiores concentrações ocorrerem nas profundidades superficiais, foi observado por SOUZA et al (2003), que correlacionou esse comportamento com altos valores de pH (TABELA 1) e a adição de fertilizantes aplicados na superfície e também aos teores de argila que influenciam a capacidade de adsorção do P. Também segundo SILVA (1998), a matéria orgânica se concentra na camada superficial (0-10 cm), sendo responsável pela capacidade de retenção de nutrientes em razão da sua elevada atividade no estado coloidal.

Assim, os solos de textura argilosa apresentaram maiores retenção de P ao longo do perfil, mostrando a capacidade de retenção destes solos devido as suas cargas, pois fazendo um comparativo para os três perfis analisados, na profundidade de 0 – 10 cm, o P4 reteve aproximadamente 5 vezes mais P que P7, de textura arenosa. Mostrando assim, que as cargas do solo de textura argilosa contribuem para a adsorção deste nutriente, impedindo que estes cheguem aos solos dos outros regimes hídricos com altos valores, e assim, ocorra a contaminação dos mananciais hídricos pelo P.

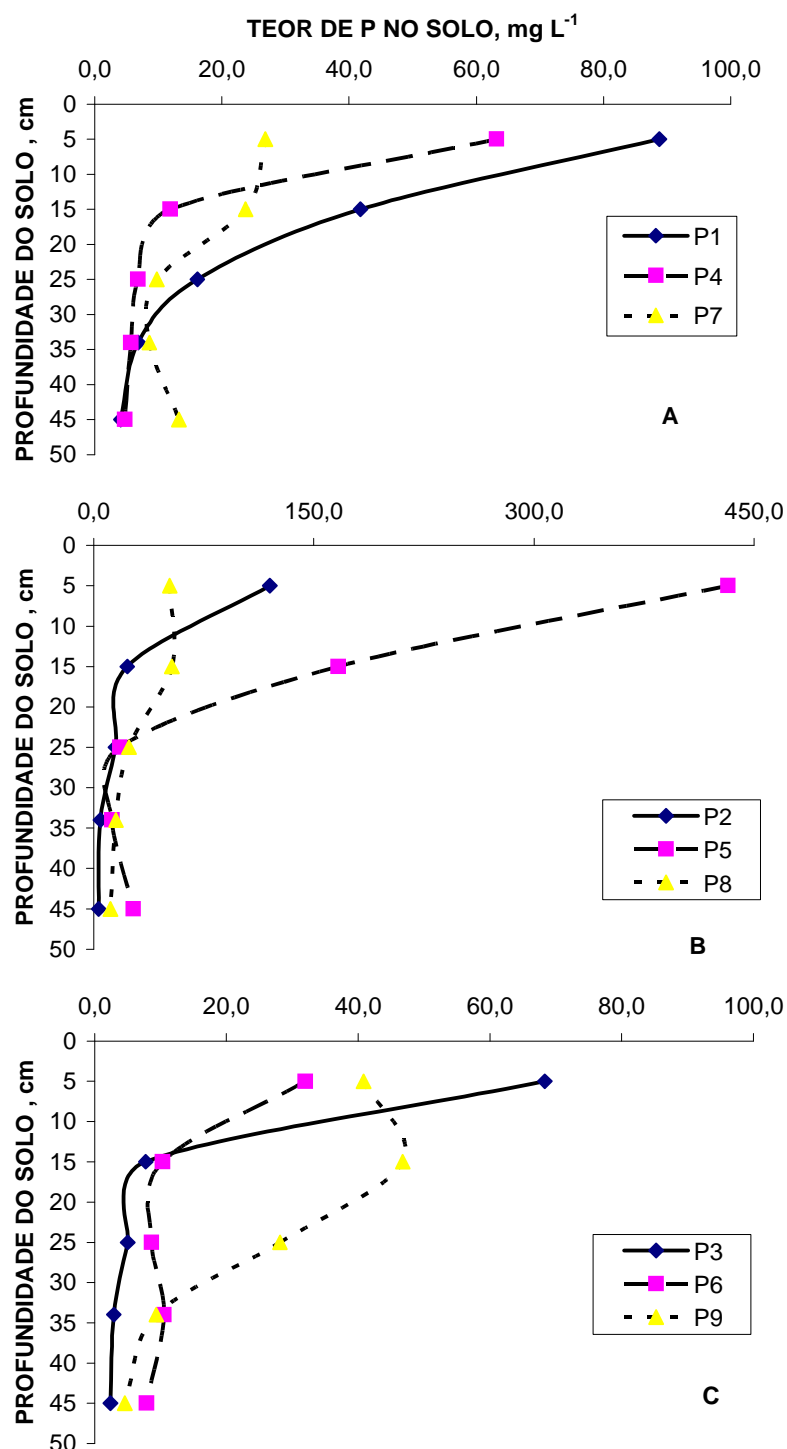
O GRÁFICO 3B mostra os solos semi-hidromórficos de superfície, onde se acredita que o alto valor apresentado por P4 possa ser atribuído a algum grânulo do fertilizante que não tenha sido dissolvido. Por isso, esse foi o solo que apresentou a maior concentração de P nos primeiros 10 cm (432 mg L^{-1}). O segundo perfil que

apresentou maior adsorção foi o P2, e em último, o P8. Deve-se observar que os perfis 2 e 5, apresentaram valores bastante altos na superfície para apresentar uma redução considerável nas profundidades seguintes. O fósforo, ao contrário do nitrogênio, se movimenta muito pouco ao longo do perfil do solo, especialmente em solos argilosos, ácidos e com altos teores de ferro e alumínio, ocorrendo um maior acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo, o que eleva a concentração de raízes nesta camada se as inferiores estiverem carentes deste nutriente (MUZILLI, 1981). Semelhante ao que ocorreu para os solos não-hidromórficos, o solo que menos reteve o P foi o Argissolo e por apresentar sua textura arenosa não consegue filtrar os nutrientes que são aplicados neste solo, e assim, apresentam grandes taxas de lixiviação, mesmo se tratando do P, que apresenta baixa mobilidade, a probabilidade de contaminação do corpo de água de uma cabeceira de drenagem de textura arenosa é muito maior.

O GRÁFICO 3C mostra os solos heteromórficos, sendo que o solo com maior adsorção de P foi o P3, com 68 mg (0 – 10 cm), para decrescer em seguida, sendo que nos últimos 10 cm seu valor decaiu para 2 mg. Como era esperado, o segundo perfil com maior retenção foi o P6, com 32 mg nos primeiros 10 cm. O último solo deste regime hídrico foi P9, que apresentou valores praticamente iguais nos primeiros 20 cm (41 mg L⁻¹ de 0 a 10 cm e 47 mg L⁻¹ de 10 a 20 cm). Mas podemos observar pelos valores apresentados que P3 (textura argilosa) conseguiu adsorver praticamente 50% a mais de P que P9, de textura arenosa. Isto se deve a altas taxas de fertilizantes que são aplicadas, sem levar em consideração a textura do solo, pois quando taxas iguais de agroquímicos são adicionadas ao solo, sem levar em consideração a sua capacidade de filtragem, graves consequências ambientais são causadas. Segundo PELES (2007), a consequência do uso intensivo desses compostos aumenta os níveis de fósforo no solo acima das necessidades agrônômicas e, conseqüentemente, eleva o potencial de perdas de fósforo, o que acelera o potencial de eutrofização de mananciais hídricos. A eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes na água, resulta em alto crescimento da biota aquática, sendo principalmente limitada pelo fósforo em água doce. O nitrogênio também está associado com o processo de eutrofização, mas como a fixação biológica do nitrogênio atmosférico pode ser realizada por algumas plantas aquáticas, maior atenção está sendo dada ao fósforo.

O GRÁFICO 4A mostra as perdas de fósforo na subsuperfície, onde todos os perfis dos solos não-hidromórficos apresentaram valores menores em todas as profundidades, se comparado com os solos do mesmo regime hídrico de superfície. Confirmando assim, que o P tem baixa mobilidade e se concentram nas camadas superficiais dos solos. O fósforo, ao contrário do nitrogênio, se movimenta muito pouco ao longo do perfil do solo, principalmente em solos argilosos, ácidos e com altos teores de ferro e alumínio, ocorrendo um maior acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo, o que eleva a concentração de raízes nesta camada se as inferiores estiverem carentes deste nutriente (MUZILLI, 1981). Desta forma, a perda de fósforo em sistemas agrícolas está associada com o escoamento superficial devido à sua baixa mobilidade no solo, (FAVARETTO, 2002). O P4 apresentou maiores concentração que os demais, seguido de P7 e em último P1.

GRÁFICO 3 - TEOR DE FÓSFORO SOLÚVEL NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 cm, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS



Este menor valor de P1 pode ser atribuído a estabilidade ambiental deste solo, que por serem profundos, bem estruturados e de elevada permeabilidade MELO et al (2007), favorecem a lixiviação do P, fazendo com que quantidades

elevadas sejam encontradas na água de lixiviação, e por consequência menores valores de P ficam retidos nos solos. O P4 apresentou maior concentração dos três perfis, sendo seu valor de 83 mg L^{-1} em 50 a 60 cm, para decair nos próximos 10 cm para 8 mg L^{-1} , ou seja, seu valor diminui 10 vezes em poucos centímetros. Este resultado está de acordo com (CORREL, 1998) que o P, de um modo geral, é mais transportado por fluxo superficial do que por subsuperfície, por ser fortemente adsorvido pelas partículas de solo, o que o torna pouco móvel. Assim, esse elemento tende a se acumular na posição em que é aplicado, somente se transferindo de local quando a porção de solo em que se encontra sofre movimentação.

O GRÁFICO 4B mostra que os maiores valores de P ocorreram para os solos de textura arenosa (P8 e P9), sendo que P9 apresentou 82 mg L^{-1} na profundidade de 50 – 60 cm. Os perfis 2 e 5 apresentaram valores de 7 e 17 mg L^{-1} nos primeiros centímetros da coluna para decair em seguida. Para os altos valores de P encontrados no solo de textura arenosa, podemos atribuir esse valor de P8, classificado como Argissolo, que em alguns casos apresentam incremento no teor de argila (EMBRAPA, 2006) (ANEXO 1). Nesse experimento o incremento no teor de argila pode ter contribuído para que o P ficasse retido em maior proporção. Do mesmo modo, o valor elevado de P em P9, classificado como Planossolo, pode ser atribuído à característica de este solo ser imperfeitamente ou mal drenado (EMBRAPA, 2006), fazendo com que quantidades consideráveis deste elemento sejam retidos nestes solos. BRIGANTE e ESPÍNDOLA (2003) apontam que o fósforo, principal valor limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, é apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes sistemas. Quando a aplicação de P é feita dentro da recomendação, dificilmente se tem perdas de fósforo em subsuperfície, porém, aplicações acima da necessidade da cultura por um longo período, podem resultar em acúmulo de fósforo no solo, e consequentemente, aumentarem as perdas em subsuperfície, mesmo em solos de textura fina (BEACHIMEN). SERAFIM e LUCAS JÚNIOR (2003) relataram que altas doses de P, em formas não assimiláveis pelo solo, quando lançadas diretamente no meio ambiente, tornam-se agentes poluidores. O lançamento de altos níveis desses elementos em águas superficiais pode acarretar eutrofização, causando queda na concentração de oxigênio, devido ao rápido crescimento de algas e consequentemente mortalidade de peixes.

Os resultados apresentados permitem, ainda, orientar o gerenciamento rural no sentido de adoção de procedimentos que evitem riscos de contaminação do lençol freático. Entre esses procedimentos estão a seleção e aplicação de agrotóxicos que, preferencialmente, fiquem retidos no solo e que apresentem degradação rápida (BASSO).

De acordo com a tabela 3, a variação dos valores médios foram maiores para a profundidade de 0 a 10 e 10 a 20 cm, provavelmente devido à dinâmica das trocas do P que interagem com MO e CTC. Não houve diferença significativa no teor de P entre os tratamentos com as profundidades de 0-10, 10-20 e 30-40 cm. Ressaltado que os coeficientes de variação (CV) encontrados para o P foram altos em comparação com as demais variáveis, o que era esperado na medida em que estes atributos químicos apresentam elevada variabilidade amostral em plantio direto (SILVEIRA e STONE, 2001).

TABELA 3 - TEORES MÉDIOS DE FÓSFORO ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.

Perfil	0 a 10 cm		10 a 20 cm		20 a 30 cm		30 a 40 cm		40 a 50 cm	
	$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	
P1	88,8	ab	41,8	a	16,1	ab	6,9	ab	4,1	a
P2	120	ab	22,9	a	14,8	ab	4,6	ab	3,4	a
P3	68,3	ab	7,8	a	5	b	2,9	b	2,4	a
P4	63,2	ab	11,9	a	6,8	ab	5,7	ab	4,8	a
P5	432,2	a	166,7	a	17,9	ab	12,5	ab	27	a
P6	32	b	10,3	a	8,7	ab	10,5	ab	7,9	a
P7	26,8	b	23,7	a	9,8	ab	8,6	ab	13,3	a
P8	51,9	ab	53,3	a	24	ab	15,2	a	11,5	a
P9	40,8	b	46,8	a	28,1	a	9,4	ab	4,6	a
CV, %	131,9		142,1	a	52,7		45		129	a

6.3.3 Potássio

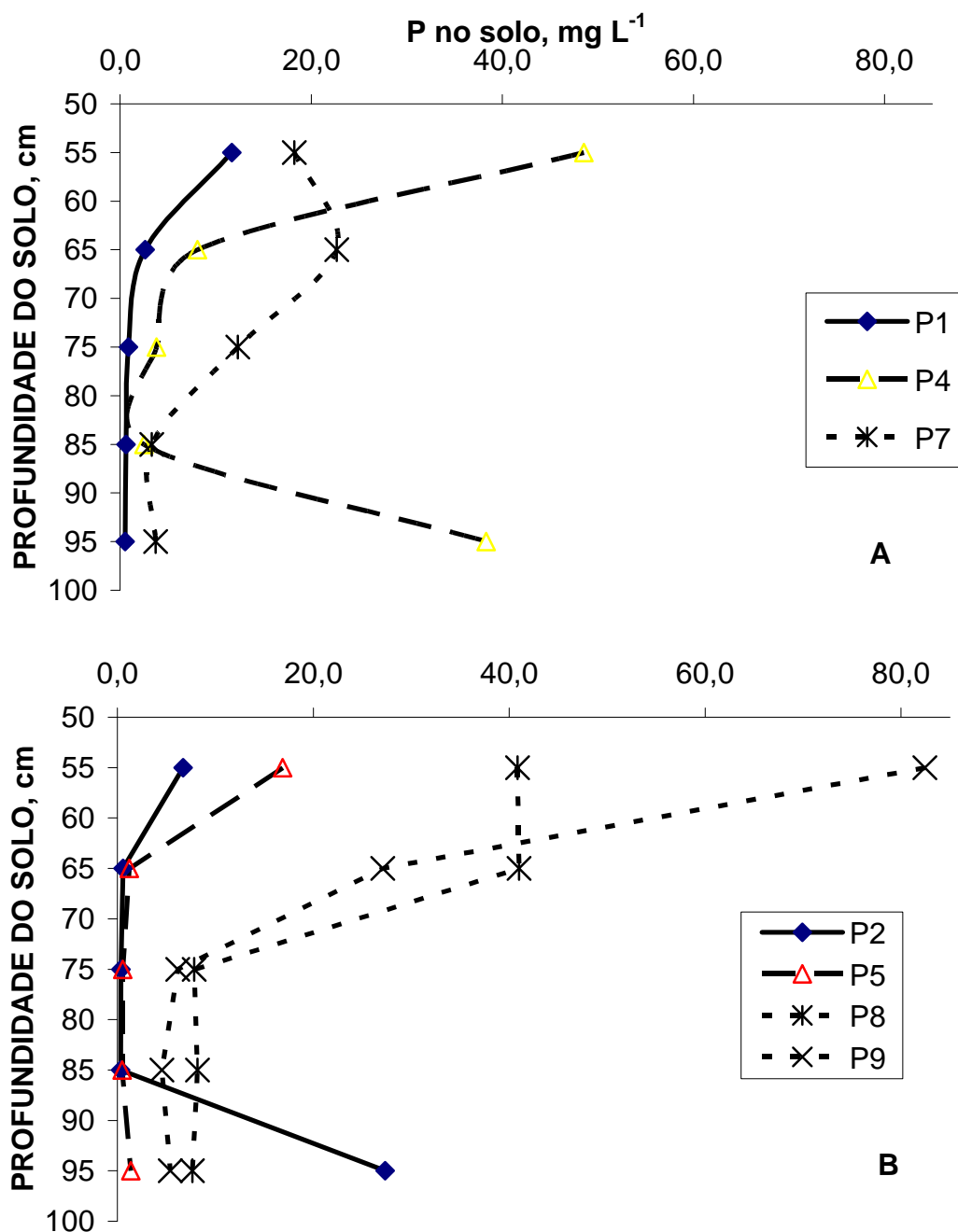
No GRÁFICO 5, estão sendo mostrados os teores de potássio (K) por coluna de solo e por profundidade de todos os perfis estudados, agrupados por hidromorfia, onde para melhor comparação a escala de valores de K, no eixo X, é igual em todas as figuras.

O GRÁFICO 5 apresenta a concentração de K dos solos não-hidromórficos amostrados na superfície: P1 (LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, textura argilosa), P4 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico Típico, textura argilosa) e P7 (LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura arenosa); solos semi-hidromórficos de superfície: P2 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico,

textura argilosa), P5 (CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico, textura média), P8 (ARGISSOLO ACIZENTADO Distrófico Típico, textura arenosa) e solos heteromórficos de superfície: P3 (GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico, textura argilosa), P6 (ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” Tétrico, textura argilosa) e P9 (PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*, textura arenosa). O GRÁFICO 6 apresenta as mesmas perdas acumuladas de K, com a diferença destes solos terem sido coletados na subsuperfície. Nos outros dois perfis, P3 e P6, não foram possíveis à realização de coleta das colunas de solos, pelos motivos citados na discussão dos outros nutrientes.

No GRÁFICO 5 observa-se que a maior concentração ocorreu para P1, sendo que seus valores variaram de 125 a 56 mgL⁻¹, sendo que o maior valor ocorreu na profundidade de 10 a 20 cm e menor concentração nos últimos 10 cm da coluna.

GRÁFICO 4 - TEOR DE FÓSFORO NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA de 50 A 100 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS



Em seguida, o solo que apresentou maior adsorção de K foi P7, com valores de 110 a 89 mg L⁻¹, sendo sua maior concentração, ao contrário do que ocorreu com P1, foi entre 10 a 30 cm da coluna, e as menores concentrações ocorreram nos últimos 20 cm. O perfil que apresentou a menor retenção, mas também a maior mobilidade, foi o P4, onde seus valores variaram de 52 a 96 mg L⁻¹, sendo que seus valores cresceram e decresceram ao longo da coluna. Apesar de estes solos serem

classificados como Latossolos e estarem no mesmo regime hídrico, apresentam diferentes texturas devido aos seus distintos materiais de origem. Neste regime hídrico, o solo de superfície que apresentou maior capacidade de filtragem foi o P1, seguido de P7 e em último o P4. Neste caso P1 apresentou maiores cargas em seu solo, conseguindo reter os nutrientes que se encontram nos solos em maior proporção e assim, diminuindo os riscos de lixiviação de K aos mananciais hídricos.

O GRÁFICO 5B apresenta as concentrações de K na seguinte seqüência: P2>P8>P5, sendo as maiores concentrações encontram-se nos primeiros 20 cm do solo. Segundo CERETTA et al (2003), os altos níveis de potássio nas camadas superficiais do solo, ocorrem em função da dosagem empregada no tratamento, pois o potássio, assim como o fósforo também apresenta fixação, em menor quantidade, pela adsorção de complexo de troca do solo. O P1 apresentou nos primeiros 10 cm 1,3 mais adsorção de K em relação a P5 e P8. Nas demais profundidades a retenção de K em P1 em relação aos outros perfis também foi superior, mostrando a maior retenção deste elemento no solo de textura argilosa, e por conseqüência, sua maior capacidade de filtragem deste elemento. Os perfis 2 e 5, classificados como Cambissolos, geralmente localizam-se nos relevos mais ondulados ao longa da cabeceira de drenagem, terço médio (MELO et al, 2007), estando próximo das redes de drenagem, assim os solos que apresentam menor função filtro, como P5, apresentam o risco de apresentarem maior probabilidade de contaminação. Da mesma forma o P8, classificado como argissolo, apresenta mesma susceptibilidade, pois se encontra na mesma posição da paisagem.

Os solos heteromórficos (GRÁFICO 5C), apresentam a mesma tendência para o solo de textura argilosa (P3), apresentada pelos outros regimes hídricos. Este perfil apresentou maior concentração, sendo que nos primeiros 10 cm sua concentração foi de 154 mg L^{-1} , para decrescer em seguida. O P6 apresentou a segunda maior concentração, seguida de P9. Nos primeiros 10 cm, P3 reteve 2 vezes mais que P6 e 11 vezes mais que P9. Segundo PAGANINI (1997), muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários. Sendo os solos heteromórficos, a ultima oportunidade de depuração da água que chega aos

mananciais hídricos, o P9 não apresentou nenhuma função filtro, sendo que a probabilidade de a água estar com altas doses de K seja bastante elevada.

O gráfico 6A apresenta os solos não-hidromórficos de subsuperfície, onde a semelhança do que ocorreu com os solos de superfície, a concentração ocorreu para P1, de textura argilosa, em seguida a maior concentração ocorreu para P7 e em último para P4. Estes solos de subsuperfície não apresentaram um comportamento padrão, ou seja, houve acréscimos e decréscimos de seus valores ao longo da coluna. CASSOL et al, 2002 observou, para o K, ocorre uma grande variação nos seus teores devido às quantidade de K já existentes no solo. O GRÁFICO 6B apresentou altas concentrações de K nos solos de textura arenosa (P8 e P9), a semelhança do que ocorreu com os outros nutrientes. O P2, que apresentou um comportamento semelhante ao solo de textura arenosa, do mesmo regime hídrico (P8), com um valor maior na sua concentração, se comparado com P5, que apresentou valores menores. Esta baixa filtragem de P5 pode ser atribuída à baixa função filtro destes solos, e conseqüentemente a menor proteção dos recursos hídricos. O P9, sendo um solo hidromórfico, apresentou maior capacidade de retenção nos primeiros centímetros, o que é esperado, devido ao incremento de argila que ocorre no horizonte B, causando baixa permeabilidade, fazendo com que o K, não seja lixiviado, ficando adsorvido no solo. Isso faz com que quantidades enormes desse elemento cheguem aos mananciais hídricos.

De acordo com a TABELA 4, a amplitude de variação em torno dos valores médios foi menor para a profundidade de 0 a 10. Não houve diferença significativa no teor de potássio entre os tratamentos das profundidades de 0-10 e 40 a 50 cm. Os coeficientes de variação (CV) encontrados para K foram intermediários em comparação com as demais variáveis.

De acordo com a TABELA 5, a concentração de amônia ao longo dos perfis do solo não diferiu estatisticamente, evidenciando assim a lixiviação desse íon no perfil dos solos em decorrência de sua alta mobilidade. Pela tabela 6 as maiores variações ocorreram para as profundidades de 90 a 100 cm para P1, 50 a 60 e 80 a 90 cm de P4 e 70 a 80 cm de P5, O coeficiente de variação (CV%) foi maior para a profundidade de 50 a 60 cm, mostrando a variabilidade do solo nesta profundidade, que apresentou a maior parte do de NO_3 retido.

Para o PS, a variação dos valores médios foram maiores para a profundidade de 50 a 100 cm para todos os perfis, com exceção de P2 e P4, que apresentam

valores médios em 90 a 100 cm. A semelhança do que ocorreu com os solos de superfície, os coeficientes de variação (CV) encontrados foram altos em relação ao nitrato, e como citados nos solos de superfície, estes atributos químicos apresentam elevada variabilidade amostral em plantio direto (SILVEIRA e STONE, 2001).

Para o KS, a amplitude de variação em torno dos valores médios foi menor para a profundidade de 0 a 10 nos perfis P1, P2, P4, P8 e P9. Não houve diferença significativa no teor de potássio entre os tratamentos das profundidades, com exceção de P1. Ao contrário dos solos de superfície, os coeficientes de variação (CV) encontrados s para K_S foram os maiores em comparação com as demais variáveis.

GRÁFICO 5 - TEOR DE POTÁSSIO SOLÚVEL NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA ATÉ 50 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS

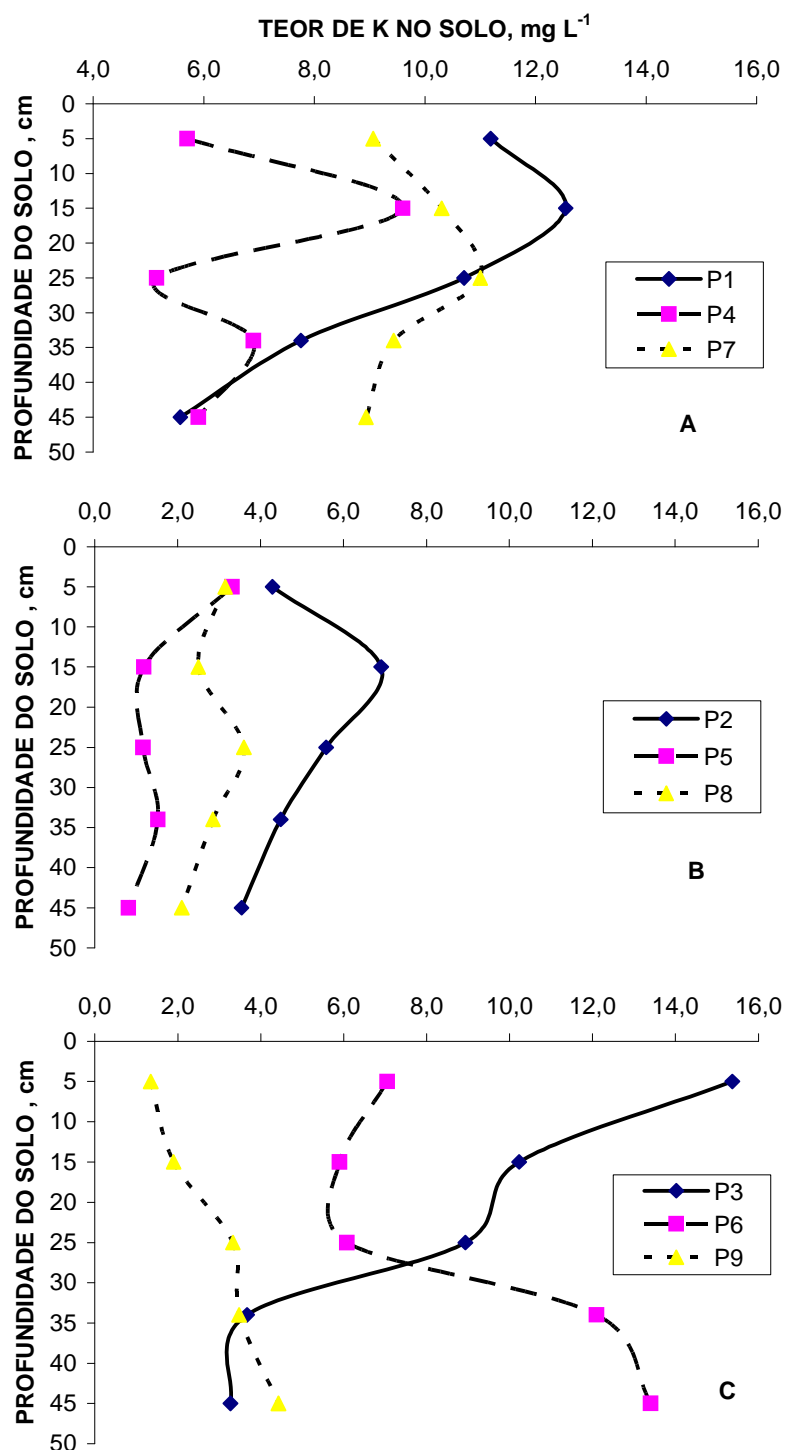


GRÁFICO 6 - TEOR DE POTÁSSIO NOS SOLOS, EM PROFUNDIDADE, DAS TRÊS TOPOSEQUÊNCIAS ESTUDADAS, NA CAMADA DE 50 A 100 CM, POR GRUPO DE HIDROMORFIA: A – SOLOS NÃO HIDROMÓRFICOS; B – SOLO SEMI-HIDROMÓRFICOS E C – SOLOS HIDROMÓRFICOS

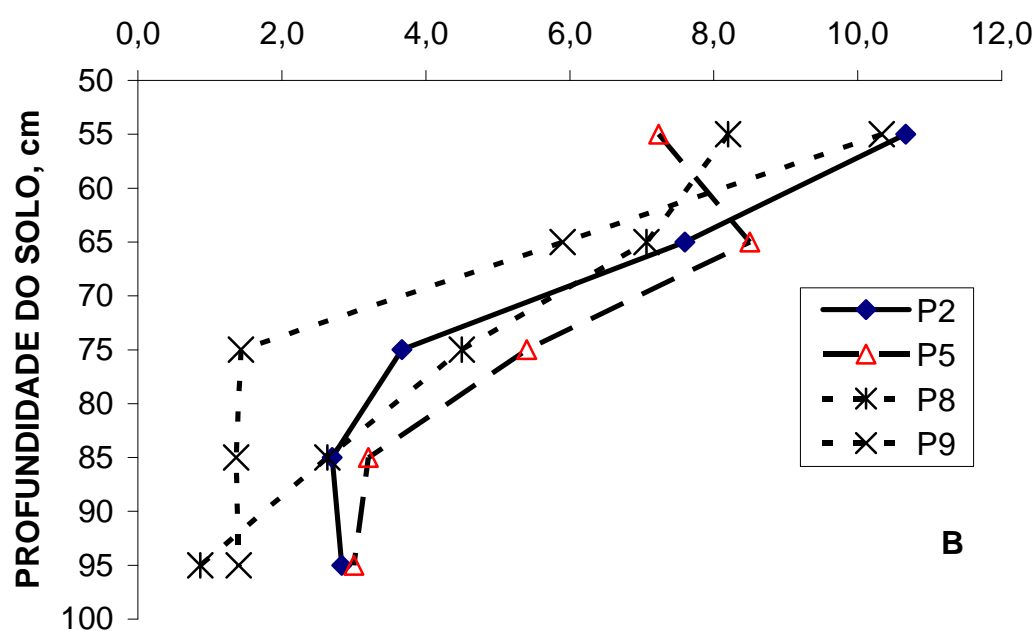
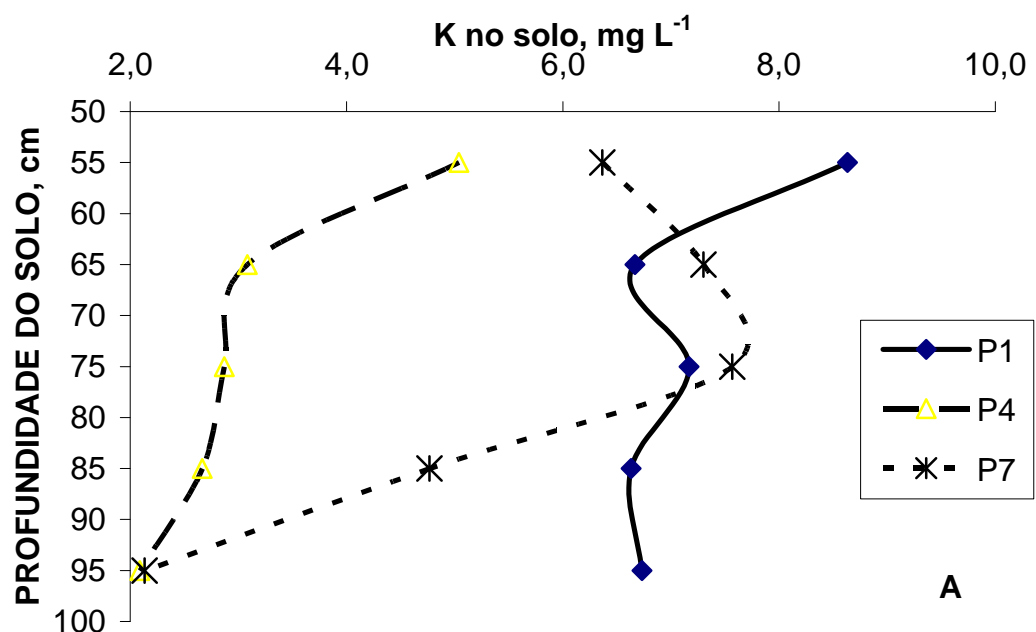


TABELA 4 - TEORES MÉDIOS DE POTÁSSIO ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) NO SOLO DAS COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE.

TABELA 5 - TEORES MÉDIOS DE NITRATO, FÓSFORO E POTÁSSIO (MG L^{-1}) NO SOLO DAS

Perfil	0 a 10 cm		10 a 20 cm		20 a 30 cm		30 a 40 cm		40 a 50 cm	
	$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$		$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	
P1	11,2	ab	12,5	a	10,7	a	7,8	a	5,6	ab
P2	4,3	ab	6,9	a	5,6	a	4,5	a	3,5	ab
P3	15,4	ab	10,2	a	8,9	a	3,7	a	3,3	ab
P4	5,7	ab	9,6	a	5,2	a	6,9	a	5,9	ab
P5	3,3	ab	1,2	a	1,2	a	1,5	a	0,8	b
P6	7,1	ab	5,9	a	6,1	a	12,1	a	13,4	a
P7	9,1	ab	10,3	a	11	a	9,4	a	8,9	ab
P8	3,2	ab	2,5	a	3,6	a	2,9	a	2,1	ab
P9	1,4	b	1,9	a	3,3	a	3,5	a	4,4	ab
CV, %	66,5		85,6		85,6		80,4		83,1	

COLUNAS DE TODOS OS PERFIS AMOSTRADOS DE SUBSUPERFÍCIE, EM CINCO PROFUNDIDADES E VALOR DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) POR PROFUNDIDADE

Teores de Nitrato no solo na camada de 50 a 100 cm após a aplicação de água

	50 a 60	60 a 70	70 a 80	80 a 90		90 a 100
P1	0,7	1,1	1,2	0,8	b	1,7
P2	1,0	1,1	0,9	0,7	b	0,5
P4	2,7	1,1	1,2	1,9	a	1,4
P5	0,7	1,3	2,0	1,3	ab	0,9
P7	0,6	0,4	0,4	0,4	b	0,6
P8	0,9	0,4	0,5	0,8	b	0,6
P9	1,0	0,9	0,5	0,5	b	0,5
CV, %	84,7	54,1	66,4	35,6		50,8

Teores de Fósforo solúvel no solo na camada de 50 a 100 cm após a aplicação de água

	50 a 60		60 a 70	70 a 80		80 a 90		90 a 100
P1	11,7	ab	2,6	0,9	bc	0,6	b	0,5
P2	6,7	b	0,6	0,4	c	0,3	b	27,3
P4	48,5	ab	8,1	3,8	b	2,5	b	38,3
P5	16,9	ab	1,2	0,5	c	0,5	b	1,4
P7	18,2	ab	22,7	12,3	a	3,3	b	3,7
P8	40,9	ab	41,0	7,8	ab	8,2	a	7,7
P9	82,4	a	27,1	6,2	b	4,5	ab	5,4
CV, %	80,9		66,6	42,1		53,8		242,3

Teores de Potássio solúvel no solo na camada de 50 a 100 cm após a aplicação de água

	50 a 60	60 a 70	70 a 80	80 a 90	90 a 100	
P1	8,6	6,7	7,2	6,6	6,7	a
P2	10,7	7,6	3,7	2,7	2,8	b
P4	5,0	3,1	2,9	2,7	2,1	b
P5	7,2	8,5	5,4	3,2	3,0	b
P7	6,4	7,3	7,6	4,8	2,1	b
P8	8,2	7,1	4,5	2,6	0,9	b
P9	10,3	5,9	1,4	1,4	1,4	b
CV, %	55,0	65,0	75,0	85,0	95,0	

6.4 CONCLUSÕES

Para a camada superficial (0 a 50 cm) e subsuperficial (50 – 100), solos das três cabeceiras de drenagem apresentaram movimentação diferenciada de NPK, variando conforme o regime hídrico de cada solo;

Para o Nitrogênio, os solos não-hidromórficos: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico (P1), LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P4) e LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico (P7) apresentaram maiores concentrações deste elemento no perfil 1, seguido de P4 e em último P7, mostrando que os solos arenosos apresentam menos carga, e assim ocorrem maiores lixiviações nestes solos. Para o solo de subsuperfície, as maiores concentrações foram encontradas em P4, seguida de P1 e em último P7, mostrando que o perfil 4 apresentou maior carga para retenção do nitrogênio. Os solos semi-hidromórficos: CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico (P2), CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico* (P5) e ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico (P8) e heteromórficos: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico (P3), ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico (P6) e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* (P9) apresentaram as mesmas seqüências dos solos não-hidromórficos, tanto para a superfície quanto para a subsuperfície. Mesmo o perfil da superfície não sendo o mesmo da subsuperfície que apresentou maior concentração de nitrogênio, o solo que mais apresentou capacidade de filtragem foram os solos argilosos. Este nutriente apresentou seus valores reduzidos em relação aos demais, devido a sua mobilidade característica, fazendo com que maiores quantidades seja lixiviadas, ficando assim, menor quantidade retida no solo.

O fósforo apresentou seus valores reduzidos em todos os perfis, independente do regime hídrico, isto porque o fósforo apresenta menor mobilidade, ficando retido no solo em maior quantidade. O potássio apresentou seus valores de concentração maiores que o nitrogênio e muito maiores que o fósforo, por que, assim como o nitrogênio, apresenta alta mobilidade. Mas independente da mobilidade do nutriente, os solos seguiram as mesmas tendências para todos os nutrientes, o qual apresentou a maior concentração foram os solos argilosos e em menor concentração os solos arenosos. Esses dados mostram que quando se aplica quantidades de NPK, com doses iguais em todos os solos, não levando em consideração a textura do solo e locais próximos às cabeceiras de drenagem e aos

mananciais hídricos, ocorre a degradação do solo, além dos agrotóxicos que vão ser carregados e que conseqüentemente vão provocar a contaminação dos mananciais hídricos.

6.5 REFERÊNCIAS

ANGLE, J. S.; GROSS, C. M.; MCINTOSH, M. S. **Soil nitrate concentrations under com as affected by tillage, manure and fertilizer applications.** Journal Enviroment Quality, v. 22, n. 1, p. 141 – 147, 1993.

BASSO, J. C. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos.** Santa Maria – RS. 2003. 125 f. (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. **Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, n. 3, p. 485 - 494, 2004.

BEUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R.; CLUIS, D. **Phosphorus sorption-desorption kinetcs of soil under contrasting land uses.** Journal Environment Quality, v. 25, n. 6, p. 1317 – 1325, 1996.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Liminologia Fluvial.** Um estudo no rio Mogi - Guaçu. RIMA, 2003. 278p.

CAIADO, M. A. C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do Rio Itapemirim.** Vitória, 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo.

CASSOL, E. A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M. P. **Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 26, p. 705 - 712, 2002.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. **Características químicas de solo sob aplicação de dejetos suíno líquido de suínos em pastagem natural.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, n.6, p. 729 - 735, 2003.

CORREL, D. L. **The role of phosphorus in the eutrofication of receiving waters.** Journal Environment Quality, v. 27, p. 261 – 266, 1998.

DALIPARTHY, J.; HERBERT, S. J.; VENEMAN, P. L. M. **Dairy manure applications to alfafa**: crop response, soil nitrate, and nitrate in soil water. American Society of Agronomy, Madison, v. 86, n. 4, p. 927 – 933, 1994.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária**. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª edição, Brasília: Embrapa: Centro Nacional de pesquisa de Solos, Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306 p.

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. Indiana, 2002. Tese (Doutorado em solos e ciências ambientais) – Universidade de Purdue.

GOMES, M. A. F. **Agricultura, Qualidade do Solo e suas Implicações para a Saúde**. Biológico, v. 63, n. 1, p. 55 – 56, 2001.

GOMES, E. **Movimento de nitrato proveniente de água residuária de frigorífico em colunas de solo**. Cascavel, 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

HEATHWAITE, L. SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for interaging phosphorus and nitrogen management at watershed scales. Journal Environmet Quality, v. 29, n. 1, p. 158 – 166, 2000.

MAIA, C. E.; CANTARUTTI, R. B. **Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 8, n. 1, p. 39 - 44, 2004.

MELO, M. S. de; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa, editora UEPG, 2007. 230 p.

MULVANEY, R. L. Nitrogen: Inorganic forms. In: SPARKS, D. L. et al (Ed.). **Methods of Soil Analysis**. Madison: SSA Book, 1996. p. 1123 - 1184.

MUNDO ORGÂNICO. Disponível em:
<mundoorgnico.blogspot.com/2009/05/contaminacao-dos-solos-por-herbicidas-e.html>. Acesso em: 02 de junho de 2009.

MUZILLI, O. **Manejo da fertilidade do solo**. In: Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. Plantio Direto no Estado do Paraná. Londrina: IAPAR, p. 43 - 57, 1981.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgoto no solo** (Escoamento à superfície). São Paulo: AESABESP, 1997. 232p.

PARANÁ. **Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento do Paraná.** Acompanhamento da situação agropecuária no Paraná. Curitiba, 2001. 64 p.

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutriente sob aplicação de gesso e dejetos líquido de suíno.** Curitiba, 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. D. de; NICOLELLA, G.; HAMILTON, P. A.; MILLER, T. L. **Lessons from the national waterquality assessment: a decade of intensive water-quality studies indicates that reducing diffuse nonpoint water contamination requires new tools and a holistic management approach.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 57, p. 16 - 22, 2002. Pessoa et al., 1998

SERAFIN, R. S.; LUCAS JUNIOR, J. **Fósforo e nitrogênio nos dejetos de suínos produzidos sob diferentes sistemas de higienização das baias.** In.: 11º Congresso brasileiro de Veterinários Especializados em Suínos, 2003. Universidade Federal de Goiânia. Anais. 2003, p. 449 – 450.

SEXTON, B. T.; MONCRIEF, J. F.; ROSEN, C. J.; GUPATA, S. C.; CHENG, H. H. **Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a coarse-textures soil.** Journal Environment Quality, v. 25, n. 5, p. 982 – 992, 1996.

SILVA, C.G. da; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. de. **Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional.** Engenharia Agrícola, v. 25, n. 1, p. 144 - 153, 2005.

SILVA, L. L.; SCHNEIDER, P. R.; ELTZ, F. L. F. **Influência dos resíduos da colheita da floresta de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild) sobre as perdas de água e solo.** Ciência Florestal, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 43 - 53. 1998.

SILVEIRA, P. M. e STONE, L. F. **Teores de nutrientes e de matéria orgânica afetados pela rotação de culturas e sistemas de preparo do solo.** Revista Brasileira Ciência do Solo, v. 25, p. 387 - 394, 2001.

SOUZA, A. H. de; MARACAJÁ, P. B.; SOUZA JÚNIOR, J. C.; VASCONCENLOS, W. E. de; MAIA, C. E. **Produção de biomassa na parte aérea de erva cidreira (*Melissa ssp.*) em função de doses de esterco bovino, húmus e NPK em casa de vegetação.** Revista de Biologia e Ciências da Terra, v. 3, n. 2, 2003.

TAVARES, A. C. **A erosão dos solos no contexto da análise ambiental: o exemplo do alto curso do Rio São José dos Dourados.** São Paulo: 1986, 254 p. Tese (Doutorado), FFCLCH-USP, 1986.

CONCLUSÕES

Nas características químicas e físico hídricas, observa-se que das pedossequências estudadas, a terceira pedossequência é a mais susceptível á lixiviação de agroquímicos, devido à sua textura arenosa. Observa-se o cuidado que deve ser tomado, pois cada uma das delas apresenta suas características químicas e físico-hídricas distintas. Não se pode explorar o solo para fins agricultáveis, de maneira semelhante para as três pedossequências, pois o uso errôneo destes solos tem levado à degradação destes, e às vezes a extinção de diversas cabeceiras de drenagem e a contaminação dos mananciais hídricos, como pode ser comprovado pelos capítulos subseqüentes.

O nitrogênio na forma amoniacal apresentou perdas acumuladas distintas na água de lixiviação. Para os solos não-hidromórficos, o Latossolo Vermelho distrófico típico apresentou maior capacidade de filtragem na superfície e menor na subsuperfície. Para os solos semi-hidromórficos, o Argissolo Acinzentado Ta distrófico típico apresentou seu menor valor na água de lixiviação para a superfície e menor para a subsuperfície. Para os solos heteromórficos de superfície, as maiores perdas na água de lixiviação ocorreram no Organossolo Háplico e no Planossolo Háplico, e na subsuperfície apresentaram os maiores valores de amônia na água de todos os solos deste regime hídrico. Os dados mostram que os solos heteromórficos, sendo a última oportunidade de filtragem dos poluentes antes de chegar ao manancial hídrico, apresentaram filtragem insuficiente.

A média ponderada para a concentração de amônia lixiviada das colunas de superfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para o CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico, ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térrico, ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*. A média ponderada para a concentração de amônia lixiviada das colunas de subsuperfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para o ARGISSOLO ACIZENTADO Ta Distrófico típico e PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico* e LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbico, apresentou valor bastante próximo do permitido pela legislação.

Para o fósforo, Independente do regime hídrico analisado, todos os solos, tanto na camada superficial (0 - 50 cm), quanto em subsuperfície (50 – 100 cm), apresentaram valores acima do estabelecido pela legislação. A média ponderada

para a concentração de fósforo solúvel lixiviada das colunas de subsuperfície apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA para os todos os perfis estudados, independente do regime hídrico idem.

O potássio, para todos os solos de superfície, a média ponderada da lixiviação esteve acima do limite estabelecido pela OMS, que adota o valor de 20 mgL⁻¹, com exceção de CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico e GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico. Para os solos de subsuperfície (50 – 100 cm), a média ponderada de potássio por lixiviação esteve abaixo do limite adotado pela OMS, com exceção do LATOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*.

Para a atrazina, escolheu-se o modo de quantificação pelo método SIM, que apresentou melhores resultados de recuperação, especialmente para o limite estabelecido pela resolução do CONAMA. Independente do regime hídrico analisado, todos os solos, apresentaram média ponderada de atrazina lixiviada das colunas de solos indeformadas acima do estabelecido pelo CONAMA. Os solos não apresentaram cargas e filtrações suficientes, e os cuidados nestas cabeceiras de drenagem são necessários, pois quantidades iguais de atrazina são aplicados aos solos, sem levar em consideração a textura do solo, se os solos usados para a produção agrícola são realmente apropriados para esse tipo de prática e também se os solos utilizados não estão próximos aos mananciais hídricos. Se os cuidados primordiais não forem observados, a degradação do solo vai continuar de forma descontrolada, além de a água lixiviada estar saturada de atrazina, provocando, assim, a contaminação dos mananciais hídricos.

A movimentação de NPK apresentou-se diferenciada nas três pedossequências analisados, variando conforme o regime hídrico de cada solo. O Nitrogênio, para os solos não-hidromórficos, apresentaram maiores concentrações deste elemento no LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico, seguido de LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico e em último LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, mostrando que os solos arenosos apresentam menos carga, e assim ocorrem maiores lixiviações nestes solos. Para a subsuperfície, as maiores concentrações foram encontradas em LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, seguida de LATOSSOLO BRUNO Distrófico rúbrico e em último LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, mostrando que o LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico apresentou maior carga para retenção do nitrogênio. Os solos semi-

hidromórficos, apresentaram as mesmas seqüências dos solos não-hidromórficos, tanto para a superfície quanto para a subsuperfície. Mesmo o perfil da superfície não sendo o mesmo da subsuperfície que apresentou maior concentração de nitrogênio, o solo que mais apresentou capacidade de filtragem foram os solos argilosos. Este nutriente apresentou seus valores reduzidos em relação aos demais, devido a sua mobilidade característica, fazendo com que maiores quantidades seja lixiviadas, ficando assim, menor quantidade retida no solo.

O fósforo apresentou seus valores reduzidos em todos os perfis, independente do regime hídrico, isto porque o fósforo apresenta menor mobilidade, ficando retido no solo em maior quantidade. O potássio apresentou seus valores de concentração maiores que o nitrogênio e muito maiores que o fósforo, por que, assim como o nitrogênio, apresenta alta mobilidade. Mas independente da mobilidade do nutriente, os solos seguiram as mesmas tendências para todos os nutrientes, o qual apresentou a maior concentração foram os solos argilosos e em menor concentração os solos arenosos. Esses dados mostram que quando se aplica quantidades de NPK, com doses iguais em todos os solos, não levando em consideração a textura do solo e locais próximos às cabeceiras de drenagem e aos mananciais hídricos, ocorre a degradação do solo, além dos agrotóxicos que vão ser carregados e que conseqüentemente vão provocar a contaminação dos mananciais hídricos.

ANEXOS

ANEXO 1

DESCRIÇÃO DE PERFIS DE SOLOS

Perfil nº 1

Classificação: LATOSSOLO BRUNO* Distrófico rúbrico

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço Superior

Situação e declive: 7%

Litologia e Formação Geológica: Folhelhos da Formação Ponta Grossa

Material Originário: Folhelhos

Relevo: Suave Ondulado

Altitude: 825 metros

Drenagem: Acentuadamente drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe Montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Cultura Milho – Soja - Aveia

Ap – 0 - 23 cm, bruno avermelhado escuro (5YR 3/3); muito argilosa; estrutura moderada - forte pequena muito pequena granular; friável, plástico e pegajoso; transição gradual e plana.

BA – 23 - 46 cm, bruno avermelhado (4YR 4/5); argilosa; estrutura moderada - forte, pequena granular; friável, plástico e pegajoso; transição gradual plana.

Bw₁ - 46 - 81 cm, bruno avermelhado (4YR 4/5); argilosa; estrutura forte muito pequeno; granular, muito friável; plástico e pegajoso, transição difusa plana.

Bw₂ - 81- 146⁺ cm, avermelhado (2,5YR 4/6); argilosa; estrutura forte muito pequena, granular, muito friável, plástico e pegajoso; transição difusa plana.

Observação: em 21 cm até 31 cm está mais compactado devido a atividade agrícola.

Poros:

Ap: Poros comuns pequeno, poucos muito pequeno, poucos médio e grande.

BA: Poros muito pequeno, comuns muito pequeno, médio e grande.

Bw₁ : Poros muito pequeno e pequeno, comuns médio e grande.

Bw₂ : Poros muito pequeno e pequeno, comuns médio e grande.

* Classificação como BRUNO apesar dos teores de carbono orgânico não satisfazerem os quesitos para integral enquadramento.

TABELA 1 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 1

Perfil 1	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl ₂	cmol/dm ³					mg/L	g/kg	mg/dm ³					g/kg			
Ap	0 – 23	4,5	0,2	1,3	0,6	5,2	0,1	0,5	136,0	5,5	2,1	7,4	28,0	1,7	238	239	126	373
BA	23 – 46	4,5	0,2	1,3	0,6	5,3	0,0	0,5	6,7	5,5	3,1	7,4	28,1	1,8	239	238	125	397
Bw ₁	46 – 81	4,5	0,1	0,8	0,6	4,1	0,0	0,5	2,7	0,8	4,1	8,2	50,0	0,0	196	220	113	460
Bw ₂	81 – 146*	4,9	0,1	0,7	0,5	3,8	0,0	0,4	1,8	0,6	5,1	8,9	57,3	0,0	165	236	90	510

FOTO 1 – PERFIL 1

Perfil nº 2

Classificação: CAMBISSOLO HÚMICO* Distrófico gleissólico

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço Médio

Situação e declive: 4%

Litologia e Formação Geológica: Folhelhos da Formação Ponta Grossa

Material Originário: Folhelhos

Relevo: Suave ondulado

Altitude: 825 metros

Drenagem: Moderadamente drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe Montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Cultura Milho – Soja - Aveia

Ap – 0 - 26 cm, marrom acinzentado muito escuro (10YR 3/2); ;moderada pequena e muito pequena granular; friável, ligeiramente plástico e pegajoso; transição abrupta plana.

BA – 26 – 52 (45) cm, marrom escuro (10 YR 4/3) e marrom escuro (10YR 3,5/3); moderada grande bloco subangulares; firme, plástico e pegajoso; transição clara e ondulada.

B_i – 52 – 83 cm, marrom amarelado (10YR 5/6); moderada grande blocos subangulares plástico e pegajoso; transição plana e granular.

B_{ig} – 83 – 103⁺ cm, marrom amarelado (10YR 5/6); mosqueados pequenos, comuns e proeminentes; bruno avermelhado e vermelho (2,5YR 4/6); moderada fraca, grandes blocos subangulares; plástico e pegajoso.

Observação:

Solo compactado entre 20 e 30 cm; solo adensado em 40 cm de profundidade.

Poros:

Ap: Poros poucos muito pequenos e pouco pequenos.

BA: Poros comuns pequeno e muito pequeno e poros grandes.

B_i: Muitos poros pequenos e muito pequeno, poucos grandes.

B_{ig}: Muitos poros pequeno e muito pequeno, poros grandes.

* Classificado como Húmico a despeito dos teores de carbono apresentarem baixos.

** Classificado no subgrupo gleissólico, embora não conste no SBCS.

TABELA 2 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 2

Perfil 2	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl ₂	cmol/dm ³					mg/L	g/kg	mg/dm ³					g/kg			
Ap	0 – 26	4,6	0,2	1,3	0,9	5,5	0,0	0,6	138,1	2,0	2,4	7,9	30,0	1,0	289	196	126	388
BA	26 – 52	4,8	0,3	2,4	1,4	5,4	0,0	0,6	8,6	3,5	4,1	9,5	42,9	0,0	301	207	130	362
Bi	52 – 83	5,3	0,0	0,7	0,7	3,8	0,0	0,8	3,1	0,7	1,4	5,2	27,2	0,0	219	195	110	473
Bi _r	83 – 103 ⁺	5,5	0,0	0,5	0,5	3,9	0,0	0,4	2,5	0,6	1,1	5,0	21,2	0,0	244	151	315	290

FOTO 2 – PERFIL 2

Perfil nº 3

Classificação: GLEISSOLO MELÂNICO Tb Distrófico típico

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço inferior

Situação e declive: 1 %

Litologia e Formação Geológica: Folhelhos da Formação Ponta Grossa

Material Originário: Sedimento alúvio - coluvionar

Relevo: Plano

Altitude: 825 metros

Drenagem: Muito mal drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe hidrófila montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Cultura Milho – Soja - Aveia

Observação: Não descrito por estar com saturação hídrica permanente.

TABELA 3 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 3

Perfil 3	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Prof. (cm)	CaCl2	cmol/dm3					mg/L	g/kg	mg/dm3					g/kg			
0 a 10	4,0	0,9	0,2	0,5	11,4	2,8	4,2	371,2	8,6	1,6	13,0	12,1	21,3	49	15	26	10
10 a 20	4,1	0,3	0,1	0,2	10,3	3,7	2,8	287,9	2,8	0,6	11,0	5,7	34,2	55	20	17	8
20 a 30	5,4	0,2	0,7	0,6	2,0	0,0	1,2	7,0	0,6	1,5	3,5	41,9	0,0	41	37	5	17
30 a 50	5,2	0,0	0,9	0,2	1,8	0,0	1,2	4,4	0,7	1,1	3,0	37,8	0,0	39	35	4	22
50 a 100	4,7	0,0	0,5	0,2	2,3	0,0	1,0	3,6	4,1	0,7	3,0	23,1	1,5	66	26	3	5

Perfil nº 4

Classificação: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço Superior

Situação e declive: 7%

Litologia e Formação Geológica: Arenitos do Grupo Itararé

Material Originário: Arenito

Relevo: Suave Ondulado

Altitude: 1040 metros

Drenagem: Acentuadamente / bem drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe Montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Cultura Milho – Soja - Aveia

Ap - 0 - 24 cm, marrom avermelhado escuro (5YR 3/3); textura; pequena, muito pequena granular; firme, ligeiramente plástico, ligeiramente pegajoso; transição clara plana.

AB – 24 - 46 cm, marrom avermelhado escuro (5YR 3/4); textura; pequena muito pequena granular; friável, firme, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição gradual plana.

BA – 46 – 76 cm, marrom avermelhado (2,5YR 4/4); textura; forte pequena muito pequena granular; friável, plástico e pegajoso; transição difusa plana.

Bw₁ – 76 – 120 cm, vermelho marrom avermelhado (2YR 4/5); textura; muito forte muito pequeno granular; muito friável, plástico e pegajoso; transição difusa plana.

Bw₂ - 120 - 165⁺ cm, vermelho (2YR 4/6); argila arenosa; forte muito pequeno granular; muito friável, plástico e pegajoso; transição difusa plana.

Observação:

1) Em 13 cm apresentou adensamento de grade e em 21 cm maior adensamento.

2) Muitas galerias e cavidades de natureza biológica (coleópteros) até profundidade de 80 cm e apenas um em 112 cm.

Poros:

Ap: Poros muitos muito pequeno, poucos pequeno e médio.

AB: Poros muitos muito pequeno, comuns pequeno, poucos médio e grande.

BA: Poros muitos muito pequeno e pequeno, comuns médio e grande.

Bw₁: Poros muitos muito pequeno, pequeno e médio e comuns grandes.

Bw₂: Poros muitos muito pequeno, pequeno e médio e comuns grandes.

TABELA 4 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 4

Perfil 4	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl2	cmol/dm3					mg/L	g/kg	mg/dm3					g/kg			
Ap	0 – 24	5,7	0,2	1,9	1,3	3,5	0,0	0,4	5,0	3,8	3,5	6,7	51,9	0,0	44	19	9	29
AB	24 – 46	5,0	0,3	1,6	1,1	4,0	0,0	0,6	3,1	16,5	3,0	6,7	44,4	0,2	38	20	10	33
BA	46 – 76	5,1	0,3	1,2	1,0	4,0	0,0	0,4	5,3	1,5	2,6	6,2	41,6	0,0	43	20	7	30
Bw ₁	76 – 120	5,3	0,2	1,6	1,2	3,6	0,0	0,6	4,6	2,3	3,1	6,5	47,6	0,0	41	20	7	33
Bw ₂	120 – 165+	4,6	0,1	0,7	0,8	4,6	0,0	0,3	3,4	1,4	1,6	6,0	26,4	0,0	40	19	9	32

FOTO 3 – PERFIL 4



Perfil nº 5

Classificação: CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico gleissólico*

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço Médio

Situação e declive: 8%

Litologia e Formação Geológica: Arenitos do Grupo Itararé

Material Originário: Arenitos

Relevo: Ondulado

Altitude: 1040 metros

Drenagem: Moderadamente drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe Montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Cultura Milho – Soja - Aveia

Ap - 0 – 21 cm, marrom acinzentado muito escuro (10YR 3/2); textura; mosqueados muitos pequenos proeminentes; vermelho amarelado (5YR 4/6); textura; moderada pequena muito pequena granular; firme, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição clara e plana.

AB - 21 – 46 cm, marrom escuro (10YR 3/3); textura; mosqueados muitos pequeno proeminentes; vermelho amarelado (5YR 4/6); textura; moderada pequena granular; friável, firme, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição clara plana.

BA – 46 – 61 cm, marrom amarelado escuro (10YR 4/4); textura, mosqueados pequenos comuns, distintos; amarelo amarronzado (10YR 6/8); textura; moderada pequena média blocos subangulares; friável, plástico e pegajoso; transição clara e plana.

B_{ig1} - 61 – 97 cm, marrom amarelado (10YR 5/6); textura; mosqueados médios, comuns e proeminentes; marrom avermelhado (5YR 4/4); textura; moderada grande média blocos subangulares; friável, plástico e pegajoso; transição difusa e plana.

B_{ig2} - 97 – 142⁺ cm, marrom escuro (7YR 4/6); franco argilo arenosa; moderada, fraca grande blocos subangulares; friável, plástico e pegajoso.

Observação: muitas galerias e cavidades de natureza biológica (coleópteros) até profundidade de 60 cm e apenas um em 86 cm de profundidade.

Poros:

Ap - Poros pouco pequenos e médios, comuns muito pequeno.

AB- Poros comuns pequeno muito pequeno, poucos médio.

BA – Poros comuns muito pequeno, pequenos, poucos médios e grandes.

B_{ig1} - Poros muitos muito pequeno, comuns pequenos e médios, poucos grandes.

B_{ig2} – Poros comuns muito pequeno, pequeno e médio e poucos grandes.

* Classificado no subgrupo gleissólico, embora não conste no SBCS.

TABELA 5 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 5

Perfil 5	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
		CaCl2	cmol/dm ³					mg/L	g/kg	mg/dm ³					g/kg			
Ap	0 – 21	4,8	0,1	0,8	0,9	4,8		0,4	4,8	3,0					53	19	7	21
AB	21 – 46	4,6	0,1	0,7	0,8	4,1	0,0	0,4	4,6	4,5	1,5	5,6	26,8	0,0	47	20	7	26
BA	46 – 61	4,4	0,1	0,6	0,5	4,8	0,1	0,4	3,3	1,7	1,2	5,8	19,9	1,6	51	18	7	23
Bg ₁	61 – 97	5,0	0,2	1,8	1,1	3,2	0,0	0,5	4,4	6,2	3,2	6,2	51,6	0,0	51	17	7	24
Bg ₂	97 – 142 ⁺	4,7	0,1	0,6	0,7	3,5	0,0	0,4	2,8	1,2	1,4	4,8	29,1	0,0	52	16	7	25

FOTO 4 – PERFIL 5

Perfil nº 6

Classificação: ORGANOSSOLO HÁPLICO “Sáprico” térreo

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço inferior

Situação e declive: 2%

Litologia e Formação Geológica: Arenitos do Grupo Itararé

Material Originário: Arenito

Relevo: Plano

Altitude: 1040 metros

Drenagem: Moderadamente Drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Estepe Montana dos Campos Gerais do Paraná

Uso Atual: Vegetação nativa de campo alterada

Fase soterrada – 30 cm, marrom muito escuro (10 YR 2/2)

Cg – 30-60⁺ cm, cinza muito escuro (10 YR 4/1)

Observação:

- 1) Não foi possível efetuar a descrição morfológica, conforme é preconizado em LEMOS & SANTOS (1996), devido à saturação hídrica elevada;
- 2) A área encontra-se drenada, a qual impõe expressivas mudanças nas características morfológicas do solo;
- 3) Maior decomposição da matéria orgânica e elevada subsidência, o que incorre em menor espessura dos horizontes hísticos.

TABELA 6 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 6

Perfil 6	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Prof. (cm)	CaCl2	cmol/dm3					mg/L	g/kg	mg/dm3					g/kg			
0 a 10	5,2	0,0	2,3	0,2	11,4	2,8	4,2	371,2	8,6	2,5	13,9	18,3	19,9	40	28	16	16
10 a 20	4,8	0,1	0,7	0,4	10,3	3,7	2,8	287,9	2,8	1,1	11,3	9,4	33,0	55	28	8	9
20 a 30	4,1	0,0	0,5	0,2	2,0	0,0	1,2	7,0	0,6	0,7	2,7	25,7	0,0	48	25	8	19
30 a 50	4,9	0,0	0,5	0,4	1,8	0,0	1,2	4,4	0,7	0,9	2,7	33,0	0,0	59	23	2	16
50 a 100	4,6	0,2	0,4	0,5	2,3	0,0	1,0	3,6	4,1	1,1	3,2	33,4	1,4	60	23	0	16

Perfil nº 7

Classificação: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico

Município: Paranavaí

Localização: Terço superior

Situação e declive: 3%

Litologia e Formação Geológica: Arenito Caiuá

Material Originário: Arenitos

Relevo: Suave ondulado

Altitude: 390 metros

Drenagem: Acentuadamente drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Floresta Estacional Semidecidual

Uso Atual: Pastagem

Ap – 0 – 23 cm, marrom avermelhado (5YR 3/4); areia franca; moderada fraca muito pequena granular; friável, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição gradual plana.

BA – 23 – 42 cm, marrom avermelhado escuro (4YR 3/4); areia franca; moderada pequena e muito pequena granular; friável, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição gradual plana.

Bw₁ – 42 – 87 cm; marrom avermelhado escuro vermelho escuro (2,5 YR 3/5); areia franca; moderada muito pequena granular; friável muito friável, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; transição difusa plana.

Bw₂ – 87 – 138⁺ cm, vermelho escuro (2,5YR 3/6); franco argilo arenosa; moderada muito pequena granular; muito friável; ligeiramente plástico e pegajoso.

TABELA 7 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 7

Perfil 7	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl ₂	cmol/dm ³					mg/L	g/kg	mg/dm ³					g/kg			
Ap	0 – 23	4,8	0,1	0,7	0,6	7,1	0,0	1,1	21,6	2,8	1,4	8,4	16,2	0,0	420	420	70	80
BA	23 – 42	4,9	0,1	0,6	0,4	7,4	0,0	0,9	17,7	0,7	1,1	8,5	13,0	0,0	530	320	70	80
Bw ₁	42 – 87	4,4	0,0	0,4	0,9	7,2	0,0	0,9	13,1	1,6	1,3	8,5	15,3	0,0	460	420	80	40
Bw ₂	87 – 138 ⁺	3,8	0,0	0,6	0,9	5,8	0,2	0,9	50,1	1,2	1,6	7,3	21,2	26,3	230	410	40	320

FOTO 6 – PERFIL 7

Perfil nº 8

Classificação: ARGISSOLO ACINZENTADO Ta Distrófico típico

Município: Paranavaí

Localização: Terço médio

Situação e declive: 1%

Litologia e Formação Geológica: Arenito Caiuá

Material Originário: Arenito

Relevo: Plano

Altitude: 390 metros

Drenagem: Moderadamente drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Floresta Estacional Semidecidual

Uso Atual: Pastagem

Ap – 0 - 35(23) cm, marrom escuro (7,5YR 4/4); areia; fraca muito pequena granular; muito friável, não plástico e não pegajoso; transição clara ondulada.

E – 35- 58 (54) cm, marrom escuro (7,5YR 5,5/6); areia; fraca, muito pequena granular; muito friável, não plástico e não pegajoso; transição ondulada abrupta.

Bt_{g1} – 58 - 94 cm, marrom acizentado (10YR 5/2); franco arenosa; mosqueados muitos, pequenos e médios, proeminentes; marrom avermelhado escuro (5YR 3/4); média; moderada média blocos subangulares; firme, plástico e pegajoso, transição difusa plana (transição tentativa).

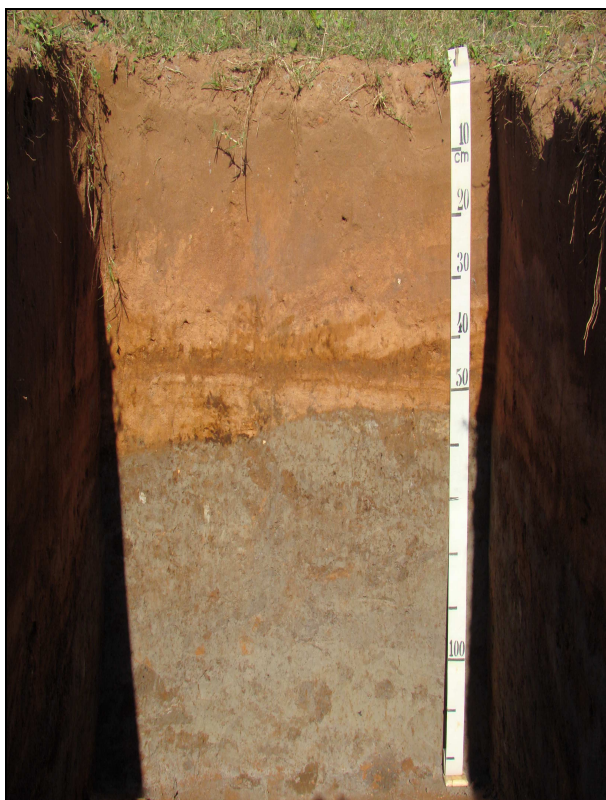
Bt_{g2} – 94 - 125⁺cm, cinza (10YR 5/1); franco arenosa; mosqueada comuns, médios, proeminentes; (6YR 4/6); textura; média; moderada média blocos subangulares; firme, plástico e pegajoso; transição difusa plana (transição tentativa).

Observação:

- 1) Concreção pequenas e comuns na transição do horizonte E para Bt₁;
- 2) Presença de lamela contínua, marrom avermelhado (7,5 YR 4/4), com 2,5 cm de espessura;
- 3) *transição tentativa para buscar diferenças químicas entre os horizontes.

TABELA 8 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 8

Perfil 8	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl ₂																
Ap	0 – 35	4,6	0,0	0,4	0,5	6,9	0,1	1,1	4,8	6,6	0,9	7,8	11,9	18,7	640	260	40	60
E	35 – 58	4,7	0,0	0,5	2,1	7,2	0,0	1,0	5,0	1,6	2,7	9,9	27,2	0,0	680	270	20	40
B _{g1}	58 – 94	5,6	0,0	2,0	1,4	7,3	0,0	1,0	4,8	0,9	3,4	10,7	31,6	0,0	440	270	170	120
B _{g2}	94 – 125 ⁺	4,8	0,0	2,7	0,0	6,9	0,0	0,9	4,5	3,6	2,7	9,6	28,5	0,0	360	290	150	200

FOTO 6 – PERFIL 8

Perfil nº 9

Classificação: PLANOSSOLO HÁPLICO Distrófico arênico*

Município: Ponta Grossa

Localização: Terço inferior

Situação e declive: 1%

Litologia e Formação Geológica: Arenito Caiuá

Material Originário: Arenito

Relevo: Plano

Altitude: 340 metros

Drenagem: Mal drenado

Erosão: Não aparente

Vegetação Primária: Floresta Estacional Semidecidual

Uso Atual: Pastagem

Ap – 0- 25 (19) cm, marrom amarelado escuro (10YR 4/4); areia franca; fraca, muito pequena granular; muito friável não plástico e não pegajoso; transição clara e ondulada.

E₁– 25 - 40 cm, marrom (10YR 5/3); franco arenosa; mosqueados muitos, pequenos e médios, proeminentes; marrom escuro (7,5 YR 5/6) textura; fraca coesa; friável, não plástico e não pegajoso; transição difusa plana.

E₂ – 40 - 75 cm, marrom acizentado (10YR 5/2); franco argilo arenosa; fraca coesa; friável, não plástico e não pegajoso; transição abrupta plana.

Bg – 75 - 90⁺, cinza escuro (10YR 4/1); franco argilo arenosa mosqueados muitos, médios, proeminentes; marrom escuro e vermelho amarelado (7,5YR 4/3 e 5YR 4/6); texturas; forte grande e média blocos subangulares; firme, muito plástico e muito pegajoso.

Observação:

* As amostras serão refeitas, pois os horizontes Ap, E₁ e E₂ estão com os teores de argila super estimados, especialmente, E₁ e E₂.

TABELA 9 - PARÂMETROS QUÍMICOS DO PERFIL 9

Perfil 9	Prof. (cm)	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al	N	C.O.	P	S	CTC	V(%)	m%	areia g.	areia f.	silte	argila
Horizonte		CaCl ₂	cmol/dm ³					mg/L	g/kg	mg/dm ³					g/kg			
Ap	0 – 25	5,6	0,3	0,6	1,2	7,2	0,0	1,5	4,2	0,6	2,1	9,3	22,7	0,0	560	260	30	130
E ₁	25 – 40	5,2	0,0	0,8	1,0	7,3	0,0	1,0	4,6	0,6	1,8	9,1	19,9	0,0	510	260	30	200
E ₂	40 – 75	5,3	0,0	1,0	0,4	7,4	0,0	1,2	4,7	0,7	1,4	8,8	16,3	0,0	510	250	20	220
B _{tg}	75 – 90 ⁺	5,0	0,0	0,7	0,5	7,3	0,0	1,2	4,8	0,7	1,2	8,5	13,9	0,0	470	250	60	220

FOTO 7 – PERFIL 9

ANEXO 2

CROMATOGRAMAS

GRÁFICO 1 – (A) CROMATOGRAMA PARCIAL DA CORRENTE TOTAL DE ÍONS (TIC); (B) CROMATOGRAMA DE MASSA DO FRAGMENTO M/Z 200 DO COMPOSTO ATRAZINA

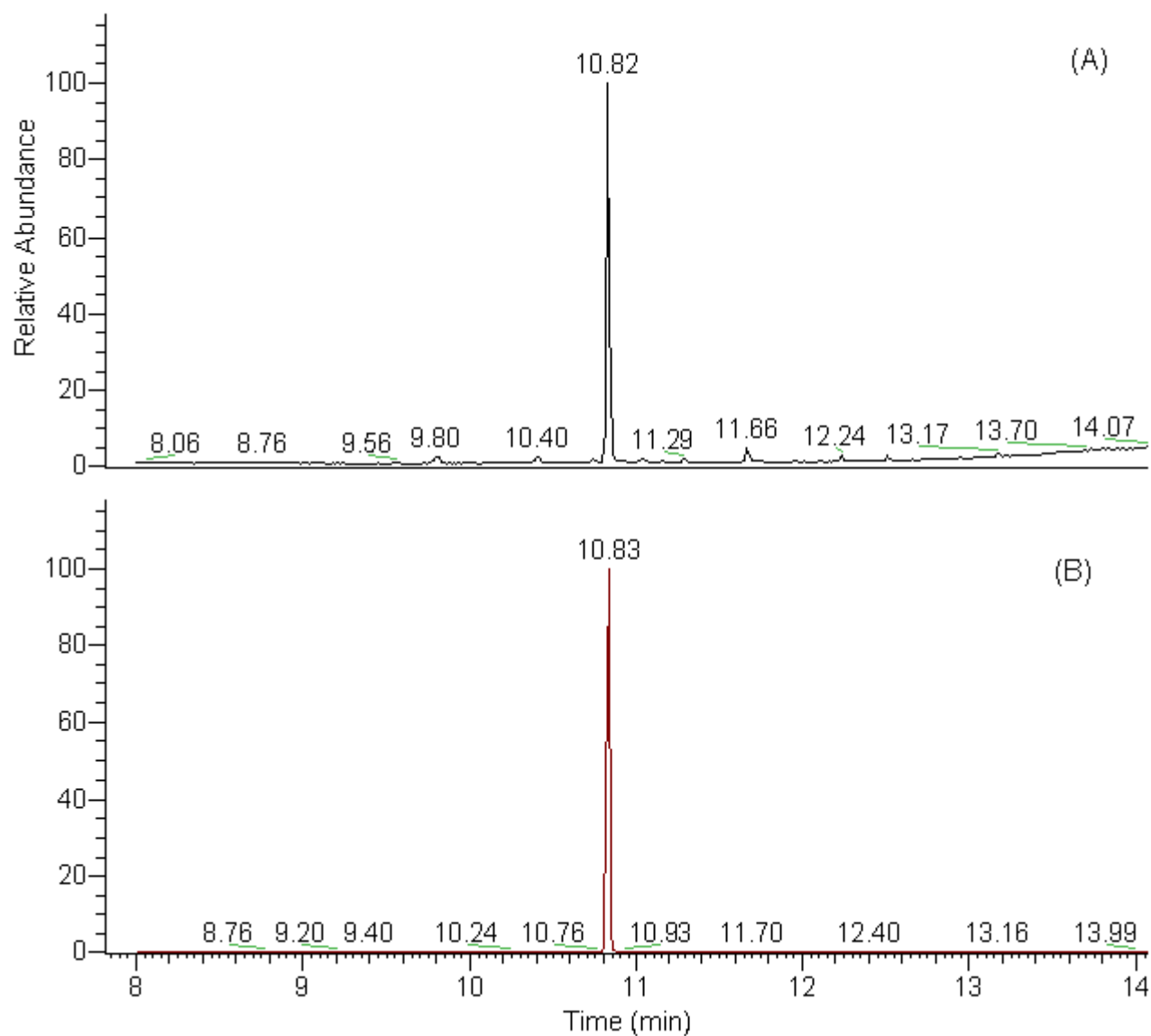
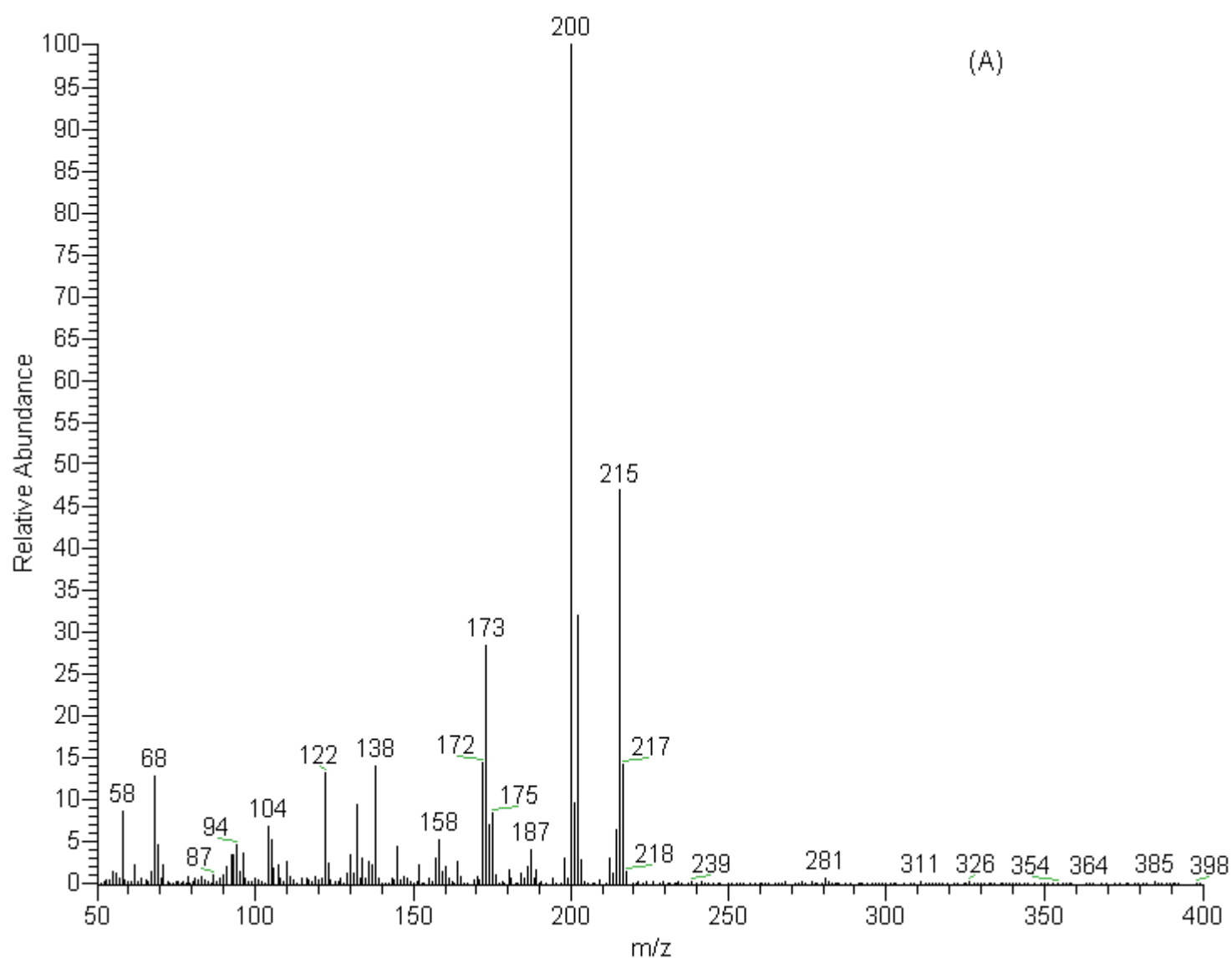


GRÁFICO 2 – (A) ESPECTRO DE MASSA DA ATRAZINA; (B) ESPECTRO ms/ms DA ATRAZINA

(B)

